

INFORMATION TO USERS

This manuscript has been reproduced from the microfilm master. UMI films the text directly from the original or copy submitted. Thus, some thesis and dissertation copies are in typewriter face, while others may be from any type of computer printer.

The quality of this reproduction is dependent upon the quality of the copy submitted. Broken or indistinct print, colored or poor quality illustrations and photographs, print bleedthrough, substandard margins, and improper alignment can adversely affect reproduction.

In the unlikely event that the author did not send UMI a complete manuscript and there are missing pages, these will be noted. Also, if unauthorized copyright material had to be removed, a note will indicate the deletion.

Oversize materials (e.g., maps, drawings, charts) are reproduced by sectioning the original, beginning at the upper left-hand corner and continuing from left to right in equal sections with small overlaps.

Photographs included in the original manuscript have been reproduced xerographically in this copy. Higher quality 6" x 9" black and white photographic prints are available for any photographs or illustrations appearing in this copy for an additional charge. Contact UMI directly to order.

Bell & Howell Information and Learning
300 North Zeeb Road, Ann Arbor, MI 48106-1346 USA

UMI[®]
800-521-0600

NOTE TO USERS

This reproduction is the best copy available

UMI

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

BIOTOUR SÉQUENCÉE

**ÉVALUATION DES GÉOTEXTILES ET DE LA
SÉPARATION MEMBRANAIRE SOLIDE-LIQUIDE**

MAURICE TCHIO

DÉPARTEMENT DE GÉNIE CIVIL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

**MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU
DIPLOME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES**

(GÉNIE CIVIL)

MARS 1997

© **Maurice Tchio, 1997**



**National Library
of Canada**

**Acquisitions and
Bibliographic Services**

**395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada**

**Bibliothèque nationale
du Canada**

**Acquisitions et
services bibliographiques**

**395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada**

Your file Votre référence

Our file Notre référence

The author has granted a non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of this thesis in microform, paper or electronic formats.

The author retains ownership of the copyright in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de cette thèse sous la forme de microfiche/film, de reproduction sur papier ou sur format électronique.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur qui protège cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

0-612-42926-1

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé:

BIOTOUR SÉQUENCÉE
ÉVALUATION DES GÉOTEXTILES ET DE LA
SÉPARATION MEMBRANAIRE SOLIDE-LIQUIDE

présenté par: TCHIO Maurice

en vue de l'obtention du diplôme de: Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de:

M. BRIÈRE François, M. E., président

M. COMEAU Yves, Ph.D., membre et directeur de recherche

M. MLYNAREK Jacek, Ph.D., membre et codirecteur de recherche

M. DESJARDINS Gaétan, président d'Éco-Équipement & Procédés Inc.

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé:

BIOTOUR SÉQUENCÉE
ÉVALUATION DES GÉOTEXTILES ET DE LA
SÉPARATION MEMBRANAIRE SOLIDE-LIQUIDE

présenté par: TCHIO Maurice

en vue de l'obtention du diplôme de: Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de:

M. BRIÈRE François, M. E., président

M. COMEAU Yves, Ph.D., membre et directeur de recherche

M. MLYNAREK Jacek, Ph.D., membre.

À mon premier enfant

qui naîtra bientôt

REMERCIEMENTS

Ce mémoire a été réalisé avec la contribution de nombreuses personnes. Il me serait très difficile de les remercier tous individuellement. Malgré cela, je tiens à exprimer ma gratitude à tous ceux qui de près ou de loin ont contribué à la réalisation de ce modeste travail. Je ne manquerais toutefois pas de nommer les personnes suivantes: François Séguin (John Meunier Inc., Mtl), Diane Landry (Application et Environnement, Mtl), Jacques Rocray (CQVB, Mtl), André Beaubien (Degrémont, Mtl) et Pierre Talbot (Centre de recherche Premier, Rivière du loup) qui nous ont fourni la documentation sur les différents procédés de filtration, de biofiltration et des traitements biologiques. À tous ces gens j'adresse mes sincères remerciements.

Je remercie également Gaétan Desjardins, président d'Éco-Équipement & Procédés Inc. qui est l'initiateur du projet Biotour Séquencée et qui m'a fourni le soutien matériel et financier. À travers lui je remercie tout le personnel de ladite compagnie pour la sincère collaboration. Parmi ce personnel je ne manquerais pas de nommer: Martin Lefort, Gino Bélanger, Khalil Foukay, Chantal Desjardins, Francis Bordeleau, Martin Boudreau, Catherine Morin, et Caroline Maisonneuve.

Ma gratitude va aussi à l'endroit de Jacek Mlynarek, président de la compagnie «SAGEOS » ainsi qu'à son personnel pour leur contribution au développement de la partie concernant les géotextiles. Monsieur Mlynarek a aussi agi comme codirecteur de mes travaux de recherche.

Pour avoir accueilli le pilote de filtration, pour toute leur disponibilité et toute leur assistance, je remercie tout le personnel de la Station d'Épuration de la ville de Magog: George Blouin (chef de service), Brigitte Lizote, Michel Silteau, Richard Hamel et Jacques Bresse.

Je n'oublie pas les professeurs ainsi que les techniciens de laboratoire de la section Environnement du Département de Génie Civil de l'École Polytechnique à savoir François G. Brière, Yves Comeau, Michèle Prévost, Raymond Desjardins, Claude Delisle, Denis Bouchard et Marcel Dugal. Les deux derniers pour leur soutien technique et analytique au laboratoire et le reste, pour avoir contribué chacun à sa manière à me donner une bonne formation en Environnement et façonner la personnalité que je représente aujourd'hui.

Ma reconnaissance va aussi à l'endroit de l'Agence Canadienne pour le Développement Industriel (ACDI) pour la bourse qu'elle m'a accordée pour entreprendre les études de maîtrise.

Enfin, j'exprime toute ma gratitude à Yves Comeau, directeur de cette recherche pour la confiance qu'il a eue en moi, pour les aptitudes d'organisation et de recherche qu'il m'a inculquées et, enfin, pour toute sa disponibilité et toutes les précieuses directives qu'il m'a toujours données.

RÉSUMÉ

L'objectif principal des travaux de cette recherche a été d'étudier deux aspects relatifs au projet «Biotour Séquencée» à savoir, le géotextile devant servir comme matériau support des bactéries et, la séparation solide-liquide de la liqueur mixte.

La première partie de cette recherche a consisté à évaluer sur effluent réel d'usine d'abattoir de boeufs quatre types de géotextile en ce qui concerne leur capacité de retenir de la biomasse. Quatre géotextiles ont été étudiés. La différence fondamentale entre ces derniers se situe au niveau du pourcentage des fibres hydrophiles versus celui des fibres hydrophobes. Quatre pourcentages de fibres hydrophiles ont ainsi été étudiés: 0, 15, 30 et 50% correspondant respectivement aux géotextiles IV, I, II et III. L'évaluation a été réalisée dans 4 petits réacteurs identiques de 10 cm de diamètre et de 35 cm de hauteur. Au cours des tests, tous les bioréacteurs ont fonctionné dans des conditions identiques. Les résultats et conclusions suivantes ont été tirés:

- les fibres hydrophiles permettent de retenir une plus grande quantité d'eau (907 à 1690 ml/m²) et de biomasse (247 à 342 g/m²) que les fibres hydrophobes.
- la structure très poreuse du géotextile à 50% de fibres hydrophiles aurait été à l'origine de sa mauvaise performance en rendant difficile l'établissement d'un biofilm continu;
- le géotextile à 50% de fibres hydrophiles a retenu le maximum d'eau;
- le géotextile à 30% de fibres hydrophiles est celui qui a été légèrement meilleur au cours des tests;

- la valeur du pH passe d'environ 6,5 à l'affluent à environ 8,5 dans la liqueur mixte à la fin du cycle. Ce phénomène est attribué au dégazage du CO_2 par l'aération requise pour satisfaire la demande biologique en oxygène;
- la décantation de la biomasse était mauvaise pour l'ensemble des 4 réacteurs, probablement à cause des forces de cisaillement élevées empêchant la floculation de la biomasse.

Suite aux résultats obtenus, on recommande de:

- mener une étude plus raffinée sur la Biotour Séquencée à l'échelle d'un pilote de laboratoire afin de mieux préciser le pourcentage optimal des fibres hydrophiles à adopter. Il en est de même pour ce qui est de l'épaisseur, de la résistance mécanique à long terme, de la biodégradabilité à long terme ainsi que de la couture du géotextile qui pourront faire l'objet d'études ultérieures;
- contrôler le pH dans le réacteur à l'aide d'un système automatique par ajout de HCl ;
- accroître la floculation de la biomasse en réduisant le cisaillement du floc, par l'utilisation de diffuseurs haute performance, ainsi que d'autres moyens tels que l'aération sous pression et l'aération à l'oxygène pur.

La séparation solide-liquide a constitué la deuxième partie de ce travail. Le montage évalué était constitué d'une colonne de 20 cm de diamètre et de 3,50 m de hauteur. Le lit filtrant placé à 1,50 m de la base était constitué d'une faible (10 cm) couche de billes de plastique flottantes (densité relative $\cong 0,1$ et diamètre = 1 po) et d'une

membrane dont la taille des mailles allait de 200 à 1000 microns. La filtration se faisait suivant un courant ascendant tandis que le lavage était réalisé avec un courant d'eau descendant.

A l'issu des travaux menés pour cette recherche, on a tiré les conclusions suivantes:

- plus la pression utilisée est élevée, plus il est possible d'utiliser les membranes de petites mailles, plus le volume filtré est important, meilleur est le rendement et plus la siccité des boues épaissies est élevée;
- lors du lavage à contre-courant du filtre, la face supérieure de la membrane se colmate;
- les billes permettent le décolmatage rapide des boues et facilitent le lavage du filtre;
- le montage évalué dans cette étude n'est pas viable comme procédé de séparation solide-liquide puisque la concentration des MES à l'effluent qui est très élevée ($> 5000 \text{ mg/l}$), le pourcentage d'enlèvement de solides qui est très faible ($< 61\%$) et le rapport « eau de lavage/eau filtrée » qui est resté très élevé.

Les principales recommandations sont de:

- re-concevoir le pilote de manière améliorer l'auto-nettoyage en permettant un lavage tangentiel plutôt qu'à contre-courant;
- employer des pressions assez élevées pour permettre de réaliser la filtration avec des membranes de mailles réduites;
- utiliser une pompe à déplacement positif à débit variable et un débitmètre pour mieux contrôler le débit dans le filtre.

À la lumière des résultats, pour le projet Biotour Séquencée, on recommande de:

- utiliser un pilote de laboratoire, fonctionnant dans des conditions presque identiques à celles du pilote pleine échelle pour vérifier la concordance des performances réelles du procédé avec celles visées;
- utiliser les techniques et moyens les plus favorables au transfert d'oxygène (aération sous-pression, oxygène pur, meilleurs aérateurs etc.) pour diminuer le débit d'air et l'énergie de mélange de la liqueur mixte;
- maximiser la quantité de la biomasse fixée en optimisant la quantité de géotextile dans le réacteur et,
- optimiser à l'échelle de laboratoire les paramètres de fonctionnement de la Biotour Séquencée (nombre de cycles par jour, durée de chaque cycle, nombre de transferts par cycle etc.).

ABSTRACT

The main goal of this work was to study two important parts of the «Sequencing Biotower» process. It is a new process for the treatment of industrial and municipal wastewater that is being developed by the company "Eco Process & Equipment Inc.". This process should be highly performant and compact so that it can be considered for industries with limited space. This objective should be attained by maximizing the bioreactor fixed biomass concentration.

The main purpose of the first part of this thesis was to evaluate with a real slaughterhouse effluent, four types of geotextiles to appreciate their capacity to accumulate fixed biomass. The essential difference between the four geotextiles was the percentage of "hydrophilic" fibers: 0, 15, 30 and 50% corresponding, respectively, to geotextile number IV, I, II and III. The test took place in 4 identical reactors operated under identical conditions. Each reactor had a diameter of 10 cm and a height of 35 cm.

The following conclusions were drawn:

- "hydrophilic" fibers favored water (907 to 1690 ml/m²) and biomass (247 to 342 g/m²) retention in the geotextile;
- the floc sedimentation in the mixed liquor was very poor;
- the geotextile number II was slightly the best with respect to the capacity to accumulate biomass and to deplete BOD, COD and oil and grease.

Recommendations were:

- to use an automatic pH control system
- to prevent defloculation by using fine bubble diffusers, pure oxygen or pressurized aeration to reduce CO₂ stripping.

The second part of this thesis focused on sludge filtration. A filtration column of 20 cm in diameter and 3,50 m in height was used. The filtering bed was constituted of a small layer (10 cm) of light floating plastic balls (specific gravity $\cong 0,1$ and 1 inch in diameter) and a membrane. The membrane was of 200, 400, 600, 800 or 1000 micron pore size. The following conclusions were drawn:

- with higher pressures, it was possible to use smaller pore size membrane, to obtain a greater volume of filtrate, to increase the sludge concentration and to improved solids removal;
- the filter performance was better during the first cycle than during the second one;
- during filter back-washing, solids in the filtrate stop at the other side of the membrane;
- plastic balls facilitate the back-washing of the filter;
- intermediary back-washings allow longer periods of filtration;
- the ratio "back-wash/filtered water" ranged between 41 and 196%;
- the filter tested was not found to be viable under the conditions studied due to the fact that the solids removal efficiency was very low, the quality of the effluent very poor and "back-wash/filtered water" very high.

The following recommendations were made to improve the filter efficiency:

- to use a new filter design with tangential, rather than through filter washing;
- to operate under high pressures and with filters of very small pore sizes and high percentage of void;
- to use a peristaltic pump with a variable flow rate with a flowmeter in order to control the flow rate through the filter.

For the Sequencing Biotower, it is recommended:

- to maximize the amount of fixed biomass by optimizing the quantity and characteristics of the geotextile used in the process;
- to optimize operating parameters in a laboratory scale pilot unit.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
DÉDICACE.....	iv
REMERCIEMENTS.....	v
RÉSUMÉ.....	vii
ABSTRACT.....	xi
TABLE DES MATIÈRES.....	xiv
LISTE DES TABLEAUX.....	xx
LISTE DES FIGURES.....	xxii
LISTE DES ABRÉVIATIONS	xxiv
LISTE DES ANNEXES.....	xxvi
 1. INTRODUCTION.....	 1
1.1 PROBLÉMATIQUE.....	1
1.2 DESCRIPTION DU CONTENU DU MÉMOIRE.....	3

2. BIOTOUR SÉQUENCÉE

2.1 DESCRIPTION

2.1.1 GÉNÉRALITÉS	5
2.1.2 OPÉRATION DE LA BIOTOUR SÉQUENCÉE	7
2.1.3 PRINCIPE DE FONCTIONNEMENT DE LA BIOTOUR SÉQUENCÉE	7
2.1.4 AVANTAGES DE LA BIOTOUR SÉQUENCÉE	9
2.1.4.1 Conditions hydrauliques.....	9
2.1.4.2 Aération.....	9
2.1.4.3 Aspects mécaniques	9
2.1.4.4 Procédé.....	10
2.1.4.5 Compacité.....	10
2.1.5 DSAVANTAGES DE LA BIOTOUR SÉQUENCÉE	10

2.2 HYPOTHÈSES ET OBJECTIFS.....10

2.2.1 HYPOTHÈSES.....	10
2.2.1.1 Évaluation des géotextiles.....	10
2.2.1.2 Séparation solide-liquide.....	11
2.2.2 OBJECTIFS.....	12
2.2.2.1 Évaluation des géotextiles.....	12
2.2.2.2 Séparation solide-liquide.....	12

3. REVUE DE LA LITTÉRATURE

3.1 GÉOTEXTILES.....	13
3.1.1 DÉFINITION.....	13
3.1.2 TYPES ET CARACTÉRISTIQUES DES GÉOTEXTILES.....	13
3.1.3 DOMAINES D'APPLICATION DES GÉOTEXTILES.....	15
3.2 BIOFILM	
3.2.1 GÉNÉRALITÉS.....	15
3.2.2 DÉVELOPPEMENT.....	16
3.2.3 ACTIVITÉ BIOLOGIQUE.....	18
3.2.4 ENLÈVEMENT DU BIOFILM.....	22
3.3 PROCÉDÉS À BIOMASSE FIXÉE	
3.3.1 LES PROCÉDÉS DE BIOFILTRATION.....	24
3.3.1.1 Généralités.....	24
3.3.1.2 Types de procédés de biofiltration	26
3.3.2 DISQUES BIOLOGIQUES.....	28
3.4 SÉPARATION MEMBRANAIRE SOLIDE-LIQUIDE	
3.4.1 INTRODUCTION.....	29
3.4.2 THÉORIE DE LA FILTRATION PAR MEMBRANE.....	29
3.4.2.1 Généralités.....	29
3.4.2.2 Classification des membranes.....	31

3.4.2.3 Aspects théoriques.....	36
3.5 CARACTÉRISTIQUES DES EFFLUENTS VISÉS PAR LA BIOTOUR	
SÉQUENCÉE.....	41
3.5.1 LES EFFLUENTS D'ABATTOIRS.....	41
3.5.2 EFFLUENTS DES INDUSTRIES LAITIÈRES.....	43
3.5.3 EFFLUENTS D'INDUSTRIES DE LA POMME DE TERRE.....	43
3.5.4 EFFLUENTS D'AUTRES INDUSTRIES AGRO-ALIMENTAIRES.....	44
 4. MATÉRIEL ET MÉTHODES	
4.1 ÉVALUATION DES GÉOTEXTILES	46
4.1.1 MATÉRIEL.....	46
4.1.1.1 Abattoir Jacques Forget.....	46
4.1.1.2 Eaux usées.....	47
4.1.1.3 Pilote.....	48
4.1.2 MÉTHODES	
4.1.2.1 Protocole expérimental.....	53
4.1.2.2 Méthodes analytiques.....	54
 4.2 SÉPARATION SOLIDE-LIQUIDE	
4.2.1 MATÉRIEL.....	56

4.2.1.1 Usine d'épuration des eaux usées de la ville de Magog.....	56
4.2.1.2 Boues utilisées	57
4.2.1.3 Pilotes.....	57

4.2.2 MÉTHODES

4.2.2.1 Protocole expérimental.....	63
4.2.2.2 Méthodes analytiques.....	64

5. RÉSULTATS ET DISCUSSION

5.1 ÉVALUATION DES GÉOTEXTILES.....	65
5.1.1 CARACTÉRISTIQUES DE L'AFFLUENT.....	65
5.1.2 PERFORMANCE.....	67
5.1.2.1 Suivi des MVES	67
5.1.2.2 Biomasse fixée.....	68
5.1.2.3 Assèchement des géotextiles.....	69
5.1.2.4 pH, température et oxygène dissous.....	72
5.1.2.5 Enlèvement de la DCO et de la DBO5.....	73
5.1.2.6 Enlèvement des nutriments.....	76
5.1.2.7 Huile et graisse.....	77
5.1.2.8 Discussion.....	78

5.2 SÉPARATION SOLIDE-LIQUIDE	
5.2.1 CARACTÉRISTIQUES DE L'AFFLUENT	83
5.2.2 PERFORMANCE	83
5.2.2.1 Matières en suspension	86
5.2.2.2 Pertes de charges	88
5.2.2.3 Débits, volumes filtrés et durées des tests	89
5.2.2.4 Discussion	90
 6. DISCUSSION GÉNÉRALE	 92
 CONCLUSION	 94
 RECOMMANDATIONS	 97
 BIBLIOGRAPHIE	 99
 ANNEXES	 107

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3.1 : Paramètres caractéristiques des géotextiles.....	14
Tableau 3.2: Applications commerciales des membrane.....	30
Tableau 3.3: Principales techniques de séparation et tailles relatives des particules.....	33
Tableau 3.4.: Comparaison des quatre catégories de membrane.....	34
Tableau 3.5: Principaux avantages et inconvénients des membranes inorganiques.....	36
Tableau 3.6 : Charges polluantes des effluents d'abattoirs.....	42
Tableau 3.7 : Répartition volumique moyenne des eaux usées d'abattoirs.....	42
Tableau 3.8 : Caractéristiques des effluents des industries laitières	43
Tableau 3.9 : Caractéristiques des effluents des industries de la pomme de terre.....	44
Tableau 3.10 : Caractéristiques des effluents d'autres industries agro-alimentaires.....	45
Tableau 4.1: Caractéristiques des différents géotextiles.....	50
Tableau 4.2: Plan expérimental des essais d'évaluation des géotextiles.....	54
Tableau 4.3: Résumé des méthodes analytiques.....	55
Tableau 4.4: Caractéristiques des billes de plastique.....	59
Tableau 4.5: Caractéristiques des membranes.....	60
Tableau 4.6: Plan expérimental des essais de filtration.....	64

Tableau 5.1: Caractéristiques de l'affluent des réacteurs.....	66
Tableau 5.2: Résumé de l'essentiel des résultats d'évaluation des géotextiles.....	80
Tableau 5.3: Caractéristiques de l'affluent des essais de filtration.....	83
Tableau 5.4: Résumé des résultats de filtration.....	84
Tableau B.1: Résultats du test de drainage des géotextiles.....	117
Tableau B.2: Mesure de la biomasse fixée.....	118
Tableau C.1 : Récapitulatif des résultats des tests de stabilisation du pH.....	124
Tableau D.2.1: Correction du pH des eaux usées de l'abattoir Forget.....	136
Tableau D.2.2: Suivi du débit des eaux usées produites à l'abattoir Forget.....	137

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1: Schéma de principe de la Biotour Séquencée	6
Figure 3.1: Parties d'un biofilm.....	17
Figure 3.2: Bioconversion aérobie du substrat organique.....	19
Figure 3.3: Disques biologiques.....	28
Figure 3.4: Schéma du modèle de la couche limite.....	39
Figure 4.1: Pilote expérimental pour la détermination du bon géotextile.....	52
Figure 4.2: Pilote expérimental des essais à 5 lb/po ²	61
Figure 4.3: Pilote expérimental des essais à 20 b/po ²	62
Figure 5.1 Évolution des MVES dans les réacteurs.....	68
Figure 5.2: Biomasse fixée sur les différents géotextiles.....	69
Figure 5.3: Eau perdue sur les géotextiles par ruissellement.....	70
Figure 5.4: Eau perdue sur les géotextiles par évaporation.....	72
Figure 5.5: Enlèvement de la DCO.....	74
Figure 5.6: Enlèvement de la DBO ₅	75
Figure 5.7: Enlèvement des H&G.....	77
Figure 5.8 : Filtration avant lavage du filtre.....	87

LISTE DES SYMBOLES ET ABRÉVIATIONS

DBO_{5 Sol} ou DBO_{5f} : Demande biochimique en oxygène soluble après 5 jours (mg/l)

DBO_{5t}: Demande biochimique en oxygène totale après 5 jours (mg/l)

DCO_{Sol} ou DCO_f : Demande chimique en oxygène soluble (mg/l)

DCO_t: Demande chimique en oxygène totale (mg/l)

MES ou MLSS: Matières en suspension (mg/l)

MVES ou MLVSS: Matières volatiles en suspension (mg/l)

NO₂⁻: Nitrites (mg N/l)

NO₃⁻: Nitrates (mg N/l)

TKN: azote total Kjeldahl (mg N/l)

Ptt: phosphore total (mg P/l)

Ptf: phosphore total filtré (mg P/l)

H&G: huile et graisse (mg/l)

TEMP.: température (°C)

Alc.: alcalinité (mg CaCO₃/l)

TRH: temps de rétention hydraulique (j ou h)

RBS: réacteur biologique séquentiel

IVB : indice de volume des boues (ml/g)

O.D.: oxygène dissous (mg/l)

FAD : flottation à air dissous

SAGEOS: Service d'analyse des géosynthétiques

STEP : Station d'épuration

Rd: taux de détachement ($\text{g/m}^2/\text{j}$),

Kd: coefficient du taux de détachement,

μ : taux de croissance spécifique du biofilm (j^{-1}),

ρ_{fc} : densité volumique du biofilm (g/m^3)

Lf: épaisseur du biofilm (m)

trs: tours

lb/po²: livre par pouce carré

t (en indice): total

MF: microfiltration

OI: osmose inverse

UF: ultrafiltration

HCl: acide chlorhydrique.

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A: MÉTHODES ANALYTIQUES.....	108
--	------------

ANNEXE B: PROTOCOLE DU TEST DE DRAINAGE ET DE MESURE DE LA BIOMASSE FIXÉE SUR LES GÉOTEXTILES.....	115
---	------------

ANNEXE C: TESTS DE STABILISATION DU pH DE LA LIQUEUR MIXTE DES RÉACTEURS DE DÉTERMINATION DU BON GÉOTEXTILE....	119
--	------------

ANNEXE D: RÉSULTATS

SECTION D.1: RÉSUMÉ DES RÉSULTATS D'ÉVALUATION DES GÉOTEXTILES.....	127
--	------------

SECTION D.2 : CORRECTION DU PH DE L'AFFLUENT ET DÉBIT DES EAUX USÉES À L'ABATTOIR FORGET.....	135
--	------------

SECTION D.3 : RÉSULTATS BRUTS DES ESSAIS DE FILTRATION.....	138
--	------------

ANNEXE E: DÉTAILS SUR LES PILOTES

SECTION E.1 : PILOTE D'ÉVALUATION DES GÉOTEXTILES	168
--	------------

SECTION E.2 : PILOTE DE FILTRATION	161
---	------------

SECTION E.3 : BIOTOUR SÉQUENCÉE: PILOTE GRANDE ÉCHELLE.....	164
--	------------

ANNEXE F: DÉTAILS SUR LES USINES

SECTION F.1 : DIAGRAMME DES EAUX USÉES À L'ABATTOIR FORGET.....168

SECTION F.2 : PROFILS DE TRAITEMENT DES EAUX USÉES ET DES BOUES À LA STEP DE

MAGOG.....170

ANNEXE G: PHOTOGRAPHIES

SECTION G.1 : PHOTOGRAPHIES DU PILOTE D'ÉVALUATION DES GÉOTEXTILES.....175

SECTION G.2 : PHOTOGRAPHIES DU PILOTE DE FILTRATION.....177

SECTION G.3 : PHOTOGRAPHIES DE LA BIOTOUR SÉQUENCÉE: PILOTE

PLEINE ÉCHELLE.....180

1. INTRODUCTION

1.1 PROBLÉMATIQUE

Jadis, les eaux usées étaient directement rejetées dans les cours d'eau sans aucun traitement et sans pour autant causer de graves problèmes d'eutrophisation et de santé humaine. La croissance démographique et le développement industriel ont conduit à des taux de pollution élevés. La qualité des cours d'eau récepteurs des déchets humains et industriels s'est vue drastiquement détériorée et les écosystèmes forcés à la disparition; le pouvoir épurateur naturel des cours d'eau n'étant plus suffisant pour abattre toute la pollution. Pour permettre à l'homme de satisfaire son immense envie de consommation - génératrice des polluants - sans trop nuire à l'environnement, des mesures protectrices ont été prises: il faut traiter les effluents avant de les retourner dans la nature. Pour ce faire, des systèmes de traitement plus ou moins performants ont été développés. Les normes appliquées au le traitement des eaux usées deviennent - lentement peut-être - mais de plus en plus sévères.

De nos jours, le resserrement des normes environnementales et les limitations d'espace en milieu urbain ont amené les industries à exiger des procédés de traitement compacts et de haute performance (Séguin et al., 1993). La performance d'un procédé étant liée à l'activité métabolique globale des micro-organismes, la création d'un procédé compact et performant concernerait en premiers chefs 2 paramètres: l'activité spécifique de la biomasse et, la concentration des micro-organismes (Beaubien et al., 1994). Bien qu'il

soit possible de modifier génétiquement en laboratoire des micro-organismes de manière à les prédisposer à une activité métabolique supérieure, les recherches sont aujourd'hui beaucoup plus orientées vers la création de procédés à haute concentration de biomasse. Historiquement cette haute concentration de biomasse a été obtenue par des méthodes telles que l'augmentation de l'âge des boues, principalement par la maximisation de la rétention des micro-organismes sur les matériaux poreux ou en favorisant le développement des floccs microbiens facilement décantables qu'on retourne dans le réacteur à partir du décanteur secondaire. Cependant, face aux exigences de l'heure, chacune de ces techniques a jusqu'à présent montré ses limites:

- l'augmentation exagérée de l'âge des boues peut changer complètement la matrice biologique dans le réacteur et peut également favoriser la croissance d'organismes supérieurs;
- la couche active du biofilm est généralement très faible (environ de quelques microns) à cause des limites à la pénétration du substrat ou de l'oxygène (WEF & ASCE, 1992);
- les liqueurs mixtes à concentration supérieure à environ 7000 mg/l sont généralement difficiles à séparer par simple décantation.

C'est ainsi que la société "Éco-Équipement & Procédés Inc." a entrepris un projet de recherche dans l'optique de développer une technologie originale pour le traitement des eaux usées et pouvant représenter une alternative intéressante pour répondre aux besoins des industries aux prises avec des problèmes d'espace. Ce procédé

visera à traiter des effluents à faible débit mais, à charge organique élevée comme ceux d'industries agro-alimentaires. La Biotour Séquencée fonctionnera avec une concentration maximale de biomasse fixée.

En aval de ce procédé biologique, une séparation membranaire solide-liquide est proposée pour filtrer en discontinu la liqueur mixte.

1.2 DESCRIPTION DU CONTENU DU MÉMOIRE

Ce travail s'inscrit dans le cadre du développement du procédé "Biotour Séquencée". Vu l'importance accordée à la maximisation de la biomasse fixée dans la Biotour Séquencée, le but de cette recherche a été de d'identifier sur effluent réel d'abattoir de boeufs, le géotextile capable de mieux répondre aux besoins et aux exigences de ce nouveau procédé. Les géotextiles testés avaient été fabriqués par une société experte en géotextile, "SAGEOS". L'évaluation du montage pour la séparation solide-liquide a constitué la deuxième partie des travaux qui ont été menés.

Les recherches qui constituent la substance de ce mémoire ont donc porté sur 2 aspects du projet global de la «Biotour Séquencée», soit l'évaluation des géotextiles (support bactérien) et l'évaluation de la séparation solide-liquide de la liqueur mixte.

Ce mémoire est subdivisé en cinq parties:

- la description de la Biotour Séquencée ainsi que la présentation des hypothèses et objectifs de la recherche;

- une revue de la littérature concernant les procédés biologiques à biomasse fixée et les procédés de séparation par membrane;
- la présentation des matériel et méthodes utilisés;
- la présentation et l'analyse des résultats obtenus sur les différents pilotes;
- enfin, les conclusions et les recommandations de ces travaux.

2. BIOTOUR SÉQUENCÉE

2.1 DESCRIPTION

2.1.1 GÉNÉRALITÉS

La Biotour Séquencée est un procédé qui est constitué principalement de deux tours biologiques et d'un système de séparation solide-liquide. Les dimensions d'un pilote de taille démonstration déjà conçu sont de 4 pi de diamètre et 20 pi de hauteur pour chaque tour (annexe F). La gestion des boues fera l'objet d'une filière complète destinée à cette fin. Il s'agit d'un procédé nouvelle génération, qui vise surtout les effluents à petits débits mais fortement chargés. Chaque tour contiendra un matériau de support des bactéries. Ce procédé mise beaucoup sur l'utilisation de la biomasse fixée pour la dégradation de la matière organique. La Biotour Séquencée pourra fonctionner avec ou sans recirculation des boues (figures 2.1 et 2.2). "Éco-Équipement & Procédés Inc." est attiré par les géotextiles qui sont les matériaux support de bactéries les plus prometteurs en ce moment. Ils offrent une surface grande surface spécifique (Valentis et Lesavre, 1990; Mlynarek et al., 1990), nettement supérieure à celle d'autres matériaux, nécessaire à l'accrochage des bactéries. On distingue 3 types principaux de géotextile (Mlynarek et al., 1990): tissé, non-tissé et aiguilleté. Le type non-tissé offre la plus grande surface spécifique.

Ce procédé très compact et qu'on espère très performant peut présenter des avantages intéressants pour les industries aux prises avec des problèmes d'espace en ce moment.

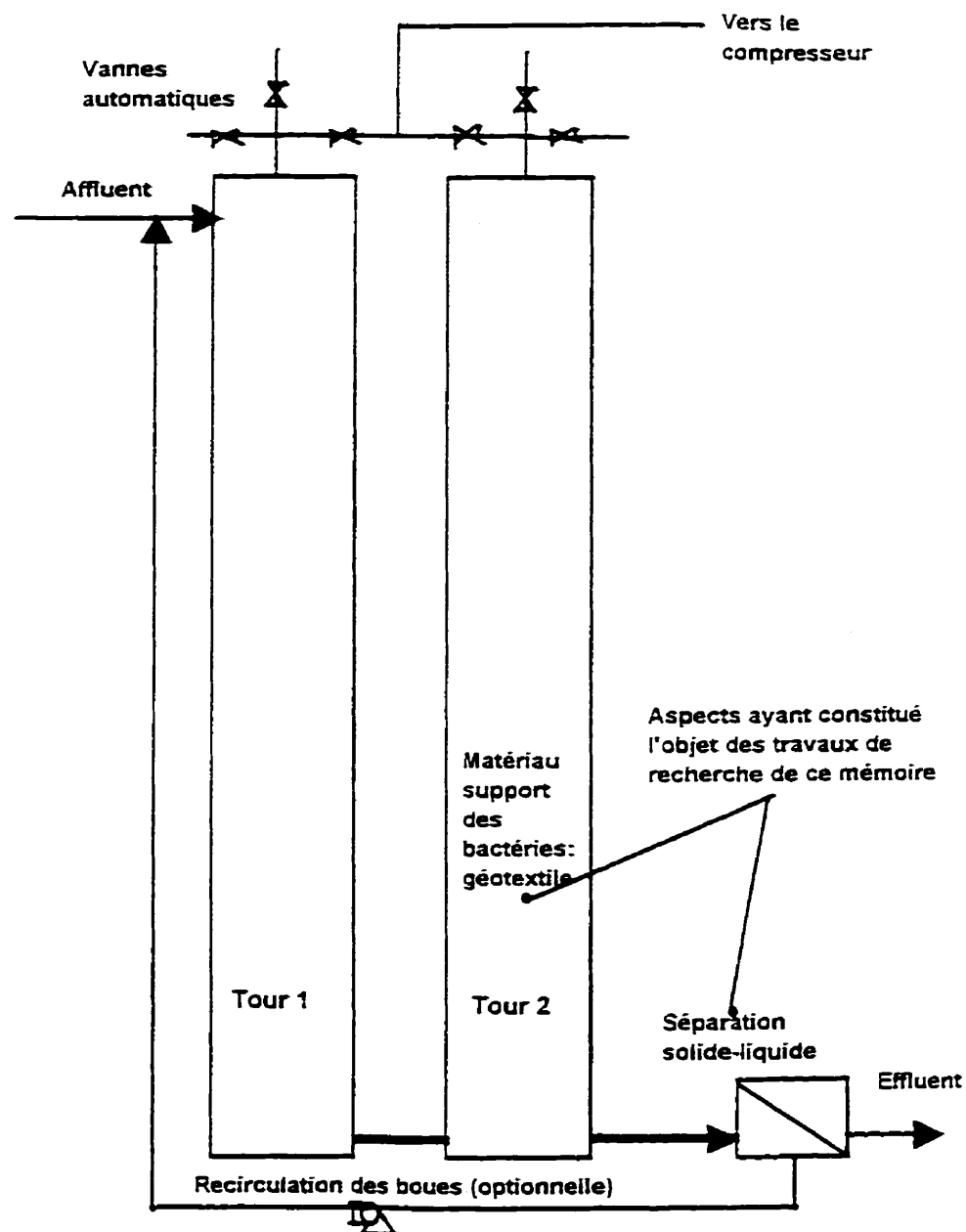


Figure 2.1: Schéma de principe de la Biotour Séquencée

2.1.2 OPÉRATION DE LA BIOTOUR SÉQUENCÉE

La Biotour Séquencée est un procédé qui fonctionnera en cuvée donc, de façon séquentielle. C'est un réacteur séquentiel. Le traitement d'une cuvée couramment appelée « batch » se déroulera en un cycle de quelques heures qui, quant à lui, comprendra plusieurs phases et opérations. Chaque cycle comprendra les étapes suivantes : remplissage, réaction, évacuation et, séparation solide-liquide.

Le remplissage se fera avec les eaux usées brutes et les boues recirculées (en cas de recirculation). La réaction se fera par transferts séquencés d'une tour à l'autre et aération de la liqueur mixte. Les différents transferts d'une tour à l'autre permettront d'exposer alternativement (comme dans le cas des disques biologiques) la biomasse à l'air sous pression et à la liqueur mixte. L'évacuation consistera à sortir la liqueur mixte des tours à la fin du cycle et de l'amener dans le système de séparation solide-liquide où la biomasse sera séparée de l'eau traitée.

2.1.3 PRINCIPE DE FONCTIONNEMENT DE LA BIOTOUR SÉQUENCÉE

Le fonctionnement de la Biotour Séquencée s'apparente à celui des disques biologiques en ce sens que la biomasse se trouve alternativement en contact avec les eaux usées pour adsorption de la matière organique et avec l'air pour absorption de cette dernière en utilisant l'oxygène de l'air. En ce qui concerne les disques biologiques, cette alternance d'exposition est obtenue par la rotation autour d'un axe horizontal (environ 1 à 2 trs/mn.) d'une série de disques très intimement rapprochés et partiellement immergés dans les eaux usées (l'immersion est généralement à 40%), sur lesquels se sont développées des populations microbiennes, responsables de la dégradation de la

matière organique. Pour ce qui est des biotours, ces conditions seront obtenues par transfert cyclique de la liqueur mixte d'une tour à l'autre par une pression d'air. Pendant que la biomasse de la tour 1 sera en contact avec les eaux usées (pour adsorption) - la liqueur mixte se trouvant dans cette dernière - la biomasse de la tour 2 sera en contact avec de l'air sous pression (pour oxygénation). Deux différences font l'originalité du projet Biotour Séquencée:

- dans la tour où la biomasse est en contact avec la liqueur mixte, il y a en même temps aération de la solution et brassage du liquide. La biomasse accumule donc la matière organique et, elle a la possibilité d'assimiler directement celle qui est très facilement biodégradable;

- dans l'autre tour, l'air sous pression permet aux bactéries d'oxyder la matière organique adsorbée. La pression d'air est un facteur important car elle permettra à l'oxygène et au substrat de pénétrer en profondeur dans le biofilm. Une épaisseur active de biofilm beaucoup plus importante que celle généralement rencontrée dans les disques biologiques qui est de 20 à 600 μm sur une épaisseur totale de biofilm variant entre 70 à 4000 μm (WEF & ASCE, 1992). L'aération des disques biologiques se produit à l'extérieur de la liqueur mixte à la pression atmosphérique. La liqueur mixte n'est aérée que par la turbulence générée par la rotation des disques et par l'eau soulevée qui retourne dans la liqueur mixte. Quand de grandes charges organiques sont appliquées sur les disques biologiques, l'épaisseur du biofilm augmente et l'oxygène devient un facteur limitant en ce qu'il ne pénètre pas en profondeur dans le biofilm autant que le substrat.

2.1.4 AVANTAGES DE LA BIOTOUR SÉQUENCÉE

Pour que la Biotour Séquencée soit viable, il lui faut présenter des avantages notables sur les procédés déjà existants. Dans les lignes qui suivent, on présente les principaux avantages escomptés et les principales caractéristiques recherchées de la Biotour Séquencée:

2.1.4.1 Conditions hydrauliques

- bonne distribution des fluides « air - eaux usées »
- lavage facile et continu du média;
- pas de colmatage;
- pas de court-circuit lors de la recirculation cyclique de la liqueur mixte;
- mélange homogène par transferts répétés de la liqueur mixte d'une tour à l'autre;
- pas de perte de matériau support des bactéries;
- bon contact substrat-biomasse-oxygène;

2.1.4.2 Aération

- consommation d'oxygène réduite par rapport à un RBS car l'air est contact direct avec le biofilm;
- système d'aération avec air naturel ou avec oxygène pur en circuit fermé;
- transfert d'oxygène intensifié à cause de l'exposition sous pression de toute la biomasse fixée;
- aération par diffuseurs à partir du fond du réacteur;

2.1.4.3 Aspects mécaniques

- aucun système de distribution des usées, des boues recirculées et du liquide mixte n'est nécessaire;
- entretien minimum du système d'aération/mélange intégré ;

2.1.4.4 Procédé

- grande quantité de biomasse fixée sur et dans le géotextile;
- adsorption rapide du substrat par la biomasse;
- dégradation rapide du substrat lors de la ré-aération subséquente une fois la liqueur mixte transférée dans l'autre tour;
- Conditionnement des boues pour "affamer" la biomasse avant le cycle suivant.

2.1.4.5 Compacité

- dix à vingt fois moins d'espace qu'un système conventionnel de boues activées
- peu de travaux d'installation requis: l'unité de traitement est préfabriquée;
- faible coût d'installation;

2.1.4 DÉSAVANTAGES

Les principaux désavantages prévus sont la difficulté de séparer la biomasse défloculée et les MES élevé à l'effluent.

2.2 HYPOTHÈSES ET OBJECTIFS

2.2.1 HYPOTHÈSES

2.2.1.1 Évaluation des géotextiles

Le géotextile est un poreux qui est de plus en plus utilisé dans les procédés biologiques de traitement des eaux usées (Valentis, 1988). Il y est utilisé comme matériau poreux, support de la biomasse. Considérant l'impact de leur structure sur la biomasse et la facilité avec laquelle on peut les fabriquer, on peut prédire que les géotextiles seront à

l'avenir largement utilisés pour le traitement des eaux usées et même pour les systèmes de disposition. L'intérêt pour les géotextiles provient de ce est un matériau qui peut être fabriqué avec divers caractéristiques de grosseur de fibres, de porosité, de forme, de densité, de résistance, de rugosité, de volume, et de pourcentages des différents types de fibres etc. À cela s'ajoute la grande surface spécifique qui permet aux bactéries de s'accrocher en grande quantité.

Cette recherche a été développée avec l'hypothèse principale selon laquelle les fibres géosynthétiques hydrophiles retiennent mieux la biomasse que les fibres hydrophobes et conséquemment qu'il existerait un pourcentage fibres hydrophiles versus fibres hydrophobes qui permettrait d'optimiser la quantité de biomasse sans pour autant causer de colmatage important du géotextile.

2.2.1.2 Séparation solide-liquide

Les hypothèses qui ont conduit à cette partie de la recherche sont les suivantes:

- le lavage gravitaire du filtre par courant d'eau descendant faciliterait le nettoyage du filtre et nécessiterait beaucoup moins d'eau que pour un autre type de lavage; la possibilité de se passer d'air de lavage est aussi espérée; le détachement des floes du média devrait être plus facile et accéléré par l'effet de la gravité,
- la filtration à courant ascendant permet au procédé de combiner filtration et décantation ; ce qui améliorerait considérablement le rendement du filtre,

- l'unité de traitement serait très compacte;
- le lavage d'un filtre ainsi monté serait simple et rapide; pouvant même se produire au cours de l'opération de traitement et permettre son utilisation quasi-continue.

2.2.2 OBJECTIFS

2.2.1.1 Évaluation des géotextiles

L'objectif principal des essais dans cette partie a été de déterminer lequel des 4 géotextiles non-tissé aiguilletés - fabriqués avec différents pourcentages de fibres hydrophiles - permet d'accumuler le maximum de biomasse puis, vérifier l'applicabilité de ce matériau dans la Biotour Séquencée.

2.2.1.2 Séparation solide-liquide

Les essais de séparation solide-liquide avaient pour objectif d'évaluer un montage de séparation solide-liquide ayant une membrane et une faible épaisseur des billes en plastique.

3. REVUE DE LA LITTÉRATURE

3.1 GÉOTEXTILES

3.1.1 DÉFINITION

Les géotextiles sont des produits poreux fabriqués à partir matériaux tels que le polypropylène, le polyester, le polyéthylène, le Nylon, le chlorure de polyvinyle, le verre, et des mélanges variés de diverses matières (Koerner, 1984).

3.1.2 TYPES ET CARACTÉRISTIQUES DES GÉOTEXTILES

Les géotextiles sont principalement distingués par 3 paramètres de fabrication: le type de procédé, le type de polymère et le type de fibres utilisés pour leur production. Il existe 3 principaux types de géotextile selon le procédé de fabrication (Mlynarek et al., 1990) :

- le géotextile tissé, composé des fibres qui s'entrelacent perpendiculairement, formant une structure plane;
- le géotextile non-tissé dont la structure plane est constituée de fibres arrangées en désordre et liés ensemble;
- le géotextile aiguilleté dont la structure est obtenue par tricotage des fibres.

Dans chaque type, il est possible de faire une grande variété de combinaison.

Plusieurs tests peuvent être menés pour caractériser les géotextiles. Les principales caractéristiques utilisées pour définir un géotextile ainsi que les procédures normalisées pour les mesurer sont présentés dans le tableau 3.1.

Tableau 3.1.: Paramètres caractéristiques des géotextiles et procédure de mesure (Chen, 1995)

Caractéristique	Procédure
Poids volumique	ASTM D792 ou D1505
Masse surfacique	ASTM D5261
Pourcentage de surface ouverte	CWO-22125
Taille d'ouverture apparente	ASTM D4751
Perméabilité	ASTM D4491
Transmissivité	ASTM D4716
Force de crevaison	ASTM D4833
Force d'éclatement	ASTM D3786
Résistance à la traction	ASTM D4632
Résistance aux U.V.	ASTM D4355

3.1.3 DOMAINE D'APPLICATION DES GÉOTEXTILES

Les géotextiles peuvent être utilisés dans plusieurs domaines (sites d'enfouissement, génie routier, génie de l'environnement) pour remplir plusieurs fonctions parmi lesquelles se retrouvent la séparation, le renforcement, la filtration, le drainage, la protection et le support de biomasse. Comme séparateur, le géotextile est placé entre 2 sols de différentes granulométries pour éviter leur mélange. Les géotextiles peuvent renforcer certains sols et les protéger contre le glissement. La filtration et le drainage des sols sont aussi facilités par des géotextiles appropriés.

De nos jours, ces matériaux sont de plus en plus utilisés dans des biotechnologies comme support de la biomasse (Valentis, 1988; Mlynarek et Rollin, 1995). L'intérêt des géotextiles vient du fait qu'ils sont facile de contrôler leur qualité, de les transporter, de les mettre en oeuvre et de les fabriquer selon les caractéristiques désirées.

3.2 BIOFILM

3.2.1 GÉNÉRALITÉS

Bryers (1987) définit le biofilm comme étant une collection de micro-organismes, y compris leurs produits extracellulaires, fixés à la surface d'un solide vivant ou inanimé. Les bactéries d'un biofilm ont donc l'aptitude à s'adsorber sur la surface d'un support et à s'y développer normalement. L'attachement des films bactériens se fait à l'aide des polymères extracellulaires qu'ils produisent. Characklis et Marshall (1990) indiquent

que les bactéries peuvent adhérer à presque tout, allant de l'émail des dents aux parois des conduites d'eau potable.

3.2.2 DÉVELOPPEMENT.

Le biofilm présent sur une surface est la résultante des processus de déposition, d'activités biologiques et d'enlèvement (Bryers, 1987). La déposition doit être précédé par le conditionnement de la surface du matériau. Quand une surface est exposée à l'écoulement d'un liquide contenant des micro-organismes et des nutriments, une mince couche de molécules organiques s'adsorbe sur cette dernière. Cela a pour effet de conditionner le support et de le disposer à recevoir les micro-organismes. on a observé que les surfaces de différentes propriétés (tension de surface, mouillabilité etc.), se conditionnent toutes et assez rapidement. Le film modifie les caractéristiques d'une surface notamment en diminuant l'hydrophobicité. La déposition des micro-organismes sur une surface est le résultat d'un ou de la combinaison des mécanismes suivants: motilité, gravité et diffusion moléculaire. L'hydrodynamique, l'état physiologique des micro-organismes, et la rugosité de la surface influencent la déposition (Valentis, 1988). La formation du biofilm se fait généralement en 5 phases: latence, croissance accélérée, croissance linéaire, décélération et de stabilisation. Le biofilm est une structure assez complexe. Characklis et Marshall (1990) proposent la structure de la figure 3.1 pour faciliter l'étude du comportement d'un biofilm.

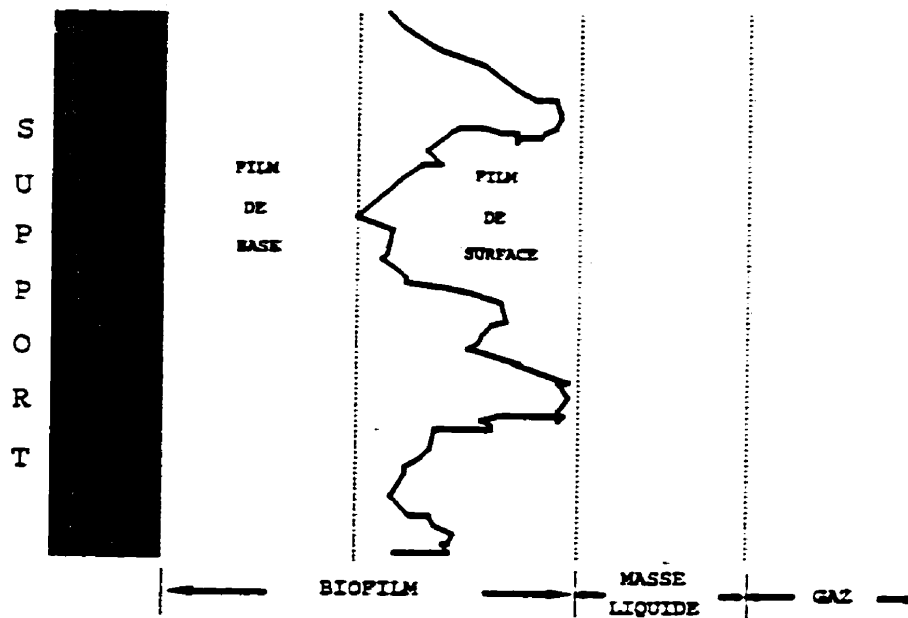


Figure 3.1: Les diverses parties d'un biofilm (Characklis et al., 1990).

Ils distinguent 5 parties distinctes: le support, le biofilm de base, le biofilm de surface, la masse liquide et le gaz. Le biofilm de base est une accumulation assez structurée ayant des frontières bien définies dans lequel, le transport de la matière se fait principalement par diffusion moléculaire. Le biofilm de surface quant à lui est la transition entre le film biologique de base et le liquide. Le biofilm peut aussi être vu comme étant constitué d'une phase liquide continue (contenant des matières solubles et

en suspension) et de diverses phases solides (micro-organismes, agrégats de polymères, etc.) toutes liées ensemble. La masse liquide qui contient les matières solubles et en suspension les amène jusqu'à la surface du film biologique de surface. Le substrat soluble migre vers le biofilm de base par les mécanismes de diffusion moléculaire. C'est ainsi que le substrat se rend disponible dans les profondeurs du biofilm.

3.2.3 ACTIVITÉ BIOLOGIQUE

L'activité métabolique d'un biofilm dépend en réalité de plusieurs facteurs biotiques et abiotiques. Parmi les paramètres biotiques nous pouvons mentionner la biomasse, l'état physiologique des micro-organismes, les espèces microbiennes présentes et le contenu des biopolymères extracellulaires. Les paramètres abiotiques comptent le pH, la température, la concentration en substrats et en nutriments etc. (Grady et Lim, 1980). Cependant, les modèles que on utilise pour étudier les biofilms ne font pas intervenir tous ces paramètres. Characklis et Marshall (1990) ont énuméré 4 processus métaboliques fondamentaux qui peuvent être identifiés dans l'activité d'un biofilm: la croissance, la maintenance, le dépérissement et la formation des biopolymères extracellulaires (figure 3.2)

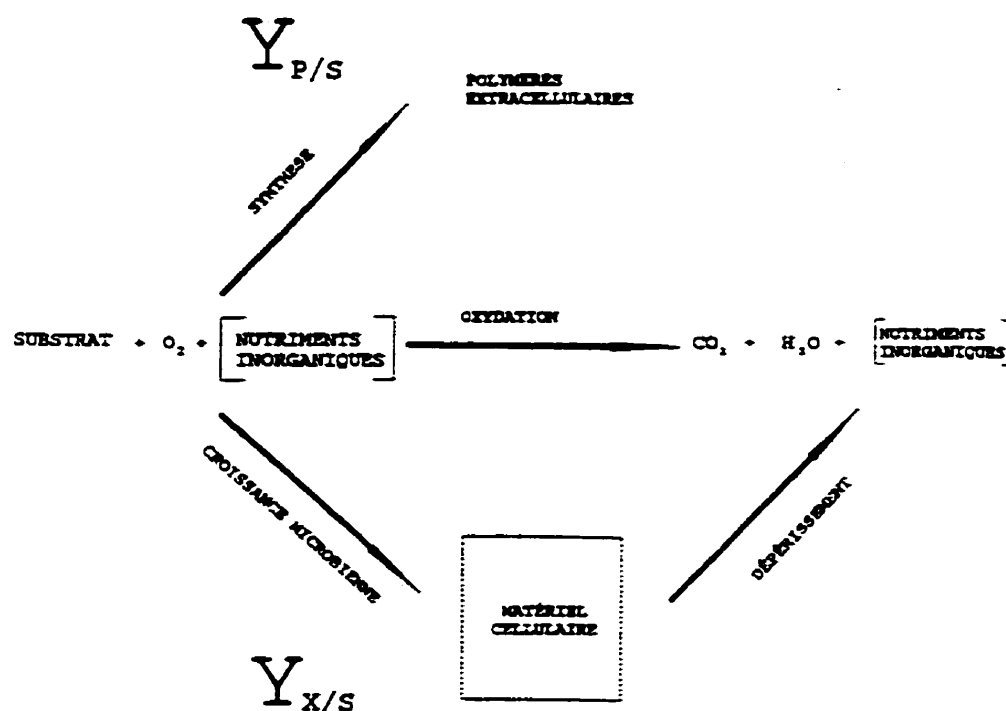


Figure 3.2: Bioconversion aérobie d'un substrat organique (Characklis et al., 1990).

La conversion biologique du substrat conduit donc à la production du matériel cellulaire, à la sécrétion des polymères extracellulaires et à la production de l'énergie pour répondre aux besoins de synthèse et de maintenance. L'énergie de maintenance permet aux micro-organismes d'exercer des fonctions spécifiques comme la motilité. Le déperissement réfère à l'activité endogène et fait allusion à une certaine prédation microbienne.

Williamson et McCarty (1976) trouvent que l'activité des micro-organismes d'un biofilm n'est pas différente de celle d'une culture libre. Ils en déduisent donc que pour des conditions micro-environnementales similaires, les paramètres biocinétiques

intrinsèques des biomasses en suspension peuvent être utilisés pour estimer ceux des biofilms.

Plusieurs modèles ont déjà été proposés pour modéliser l'activité biologique des biofilms. Toutefois, ces derniers sont plutôt difficiles à aborder en raison du nombre important de paramètres utilisés lesquels, n'étant pas toujours indépendants les uns des autres, rendent difficile l'identification des principaux mécanismes réactionnels (Grasmick et Faup, 1986). La modélisation doit prendre en compte les conditions opératoires, les caractéristiques des eaux usées et le milieu réactionnel qu'est le biofilm. Les principaux phénomènes qui régissent l'activité d'une biomasse fixée sont les réactifs, leur nature, leur mode de transport dans la phase liquide, leur mode de transfert vers et dans le biofilm et les réactions qu'ils engendrent. Les difficultés de la modélisation proviennent surtout de l'extrême complexité du biofilm tant du point de vue de sa structure que de sa composition. S'agissant de la structure géométrique, le biofilm est caractérisé par une interface très tourmentée, mal définie et évolutive. Sur le plan biologique, il est caractérisé par une grande hétérogénéité de la flore bactérienne présente (les zones aérobies, facultatives et anaérobies se succèdent à l'intérieur du biofilm et sur des étendues mal définies) de l'âge local de la culture (la biomasse périphérique est continuellement renouvelée alors que celle au contact du support peut avoir un âge assez élevé, plus ou moins régi par les cycles de lavage). Grasmick et Faup (1986) déclarent qu'avec un tel système, il est difficile d'exprimer la cinétique de la réaction et que le choix d'une formulation homographique du type monod - établie pour une culture pure- n'a pas de sens physique dans ce cas car il ne serait pas possible de définir un taux de croissance, ni une concentration critique pour une population aussi hétérogène. Ils ne trouvent pas non plus comment on représenterait la masse active de cellule. Grasmick et ses collaborateurs conclurent qu'une modélisation qui voudrait refléter le comportement réel d'un tel système relèverait bien sûr de l'utopie. C'est pourquoi ils proposent que des simplifications extrêmes doivent être faites pour

permettre une modélisation. Ils ont proposé un modèle basé sur le remplacement du système réel par un réacteur plan sur lequel évolue un film biologique homogène. La notion d'épaisseur active - épaisseur au-delà de laquelle la concentration en réactif limitant est supposée nulle - est introduite.

Les grandes hypothèses du modèle sont les suivantes: le biofilm a une structure et une composition homogène, la valeur de son épaisseur est δ , il existe dans le milieu nutritif un composé limitant C dont la vitesse d'assimilation par les bactéries est constante et égale à K_o , les réactifs sont transportés dans le biofilm par diffusion moléculaire, sans aucun transport convectif, le régime stationnaire est atteint, les concentrations en réactifs à l'entrée de l'unité sont constantes, la lyse bactérienne ainsi que les décrochages du biofilm sont négligés, la densité des bactéries dans le biofilm actif est constante et la résistance au transfert liquide-solide est négligée.

Avec ces hypothèses, Grasmick et Faup (1986) ont dérivé les équations suivantes pour la modélisation de la cinétique du métabolisme d'un biofilm:

- Quand le biofilm est entièrement pénétré par le réactif limitant :

$$\Phi_a = K_o * \delta$$

- Si le biofilm n'est que partiellement pénétré par le réactif limitant :

$$\Phi_a = K_{1/2} C_B^{1/2}$$

où

$$K_{1/2} = (20 K_o)^{1/2}$$

C_B : concentration en réactif dans la phase liquide.

3.2.4 ENLÈVEMENT DU BIOFILM

L'enlèvement d'un biofilm est le résultat des phénomènes d'érosion, de mue, de prédation et dans certains cas d'abrasion. L'érosion est la perte continue des micro-organismes due à l'effet de cisaillement qu'exerce le fluide sur la surface du biofilm. L'importance de l'érosion est surtout fonction des conditions hydrodynamiques en présence. Dans ce processus, l'énergie cinétique des molécules du liquide sert à briser les liaisons qui tiennent ensemble les différents micro-organismes du biofilm. La mue quant à elle est un détachement sporadique du biofilm de la surface du support. Elle est généralement accompagnée d'une perte massive de biomasse. Plusieurs raisons sont généralement avancées pour expliquer la mue: concentration du substrat nulle ou très faible entre le support et le biofilm, variations brusques et importantes des charges organiques, formation et accumulation des biogaz à l'interface biofilm-support, etc.

La prédation est l'un des phénomènes qui contrôlent la croissance du biofilm et est surtout exercée par des organismes supérieurs tels que les protozoaires (surtout les ciliés) et les nématodes. L'abrasion est un phénomène qui est surtout spécifique aux procédés à lit fluidisé. Ainsi, les particules du lit en expansion se frottent au biofilm et contribuent à l'enlever. La modélisation du détachement des biofilms est assez difficile et, les points de vue de beaucoup de chercheurs diffèrent sur les paramètres à prendre en considération.

Le taux de détachement du biofilm est directement relié à la croissance des micro-organismes et, tous les facteurs qui limitent la croissance, limitent aussi le détachement du biofilm (Peyton et Characklis, 1992). L'influence de la force de cisaillement n'est pas importante dans ce mécanisme. Pour réaliser leurs expériences, ces derniers ont utilisé une culture pure de *Pseudomonas aeruginosa* dans un rotatorque. Trois vitesses de rotation ont été employées 200, 302 et 400 trs/mn. Pour minimiser l'influence de la biomasse en suspension, un temps de rétention hydraulique de ¼ d'heure fut utilisé. Ils ont aussi conclu qu'une expression qui incorpore le taux d'utilisation du substrat, le taux de production de la biomasse et l'épaisseur du biofilm décrit mieux le détachement de ce dernier que les expressions antérieures. Ils ont dérivé l'expression suivante:

$$R_d = K_d * \mu * \rho_{fc} * L_f^2$$

où

R_d est le taux de détachement ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$),

K_d le coefficient du taux de détachement,

μ le taux de croissance spécifique du biofilm (j^{-1}),

ρ_{fc} la densité volumique du biofilm (g/m^3) et,

L_f l'épaisseur du biofilm (m).

Les études qu'ont menées Peyton et Characklis (1992) sont venues compléter celles réalisées dans les années antérieures par plusieurs chercheurs dont Trulear et Characklis (1982), Rittmann et McCarty (1982), Bakke et al., (1984) et, Speitel et Digiano (1987).

Ces derniers avaient utilisé des méthodes et de l'équipement similaires pour dériver de multiples équations parmi lesquelles

$$R_d = K_d * X_f^2,$$

$$R_d = K_d * \rho_f * L_f^2 * \Gamma^{0.58},$$

$$R_d = R_d * \rho_f * L \text{ et,}$$

$$R_d = K_d * \rho_f * \Gamma.$$

En plus des notations définies plus haut,

Γ : est la force de cisaillement et,

X_f : est la masse surfacique du biofilm (g/m^2).

3.3 PROCÉDÉS À BIOMASSE FIXÉE

La Biotour Séquencée séquencée est un procédé à biomasse fixée. L'étude d'autres procédés à biomasse fixée permet de faire ressortir les forces et les faiblesses de ces types de système de traitement.

3.3.1 PROCÉDÉS DE BIOFILTRATION

3.3.1.1 Généralités

La biofiltration peut se définir comme étant l'ensemble des procédés d'épuration par une biomasse fixée à un support solide qui agit aussi comme un milieu filtrant. Cette épuration est donc la résultante de la dégradation de la matière organique (DBO_5) et la

filtration des matières en suspension (MES). Son avènement a pu résoudre certains des problèmes courants qu'on connaissait avec les systèmes traditionnels de traitement des eaux usées. La biofiltration présente par rapport au procédé conventionnel de boues activées les avantages suivants:

- pas de risque de lessivage; l'attachement de la biomasse sur un support la protège contre l'entraînement accidentel à l'effluent advenant une fausse manoeuvre. Ce qui n'est pas le cas pour les boues activées;
- une meilleure résistance aux fluctuations de charges. Cette caractéristique est liée au fait que la biomasse est fixée;
- bonne élimination des MES;
- pas de nécessité d'un décanteur secondaire;
- rapidité de mise en régime: le fait que les micro-organismes ne soient pas facilement entraînés hors du lit support permet un rapide développement des micro-organismes après un lavage par exemple;
- redémarrage rapide après un choc toxique: cette caractéristique est d'une grande importance pour les installations à fortes variations de charges saisonnières;
- la compacité : la concentration des micro-organismes dans les biofiltres étant nettement plus élevée que celle des unités de boues activées, le traitement peut se faire dans des unités beaucoup plus petites;

3.3.1.2 Types de procédés de biofiltration

Tous les différents procédés de biofiltration sont presque comparables. Les différences résident principalement dans les modes d'alimentation en air et en eaux usées (co-courant ou contre-courant) ainsi que dans les techniques d'opération. On distingue:

- Biofiltration submergée à lit anaérobie - aérobie avec aération à contre-courant

Au cours de la filtration, le filtre est submergé. Les eaux usées à traiter ainsi que l'air d'aération circulent dans des sens contraires. Les eaux usées descendent tandis que l'air de procédé - le cas échéant - remonte dans le lit du filtre. Ces procédés incluent les techniques d'élimination de l'azote dans la production d'eau potable ou dans le traitement tertiaire des eaux usées. Le procédé est applicable soit pour la nitrification (oxydation aérobie de l'ammonium en nitrate: $\text{NH}_4^+ \Rightarrow \text{NO}_2$), au quel cas on fait appel au Nitrazur N, ou en dénitrification où on élimine en milieu anaérobie des nitrates sous forme d'azote gazeux. Le Nitrazur DN est utilisé dans cette dernière éventualité où l'air de procédé est arrêté (Degrémont, 1989).

- Biofiltration submergée aérobie à aération co-courant

Il s'agit d'un système de filtration biologique submergé aérobie où les flux d'air et d'eau sont ascendants. L'oxygénation est réalisée par l'air introduit dans le même sens que les eaux usées. Le procédé commercial Biofor est un exemple de ce genre de biofiltration.

- Biofiltration submergée aérobie à aération contre-courant

Les eaux usées se déplacent de haut en bas dans le filtre alors que l'air pour l'aération circulent en sens inverse. Ceux qui défendent ce procédé prétendent qu'il permet une meilleure oxygénation des eaux usées. Un exemple commercial de ce type de biofiltration est le procédé Biocarbone

- Biofiltration non-submergée à ventilation forcée

Dans ce procédé, l'affluent à traiter percole de haut en bas à travers un lit de matériau granulaire. Ce ruissellement permet le transfert d'oxygène au sein de la masse active sans avoir à recourir à une injection directe d'air dans le réacteur. La circulation de l'air se fait dans le même sens que l'eau, à cause d'une dépression créée à la partie inférieure du réacteur. Cette dépression force l'air à passer à travers le lit filtrant. Le procédé commercial Biodrof est un exemple de cette biofiltration.

- Biofiltration à base de la tourbe.

Ici, le matériau support des bactéries est la tourbe, une matière naturelle issue de la décomposition partielle des végétaux. Un biofiltre à tourbe prend généralement l'allure suivante: 5 à 30 cm de roche concassée qui sert de support à la tourbe et draine l'effluent, environ 1m de tourbe traitée chapeautée de 15 cm de roche calcaire pour améliorer la distribution de l'affluent.

3.3.2 DISQUES BIOLOGIQUES (BIODISQUES)

Il s'agit ici des procédés qui utilisent une série de disques verticaux, montés très rapprochés les uns des autres sur un axe horizontal de rotation et baignant partiellement dans les eaux usées à traiter. Sur les disques qui tournent continuellement (environ 1 à 2 rpm) se développent une population microbienne qui dégrade la matière organique des eaux usées et dont l'épaisseur peut atteindre 4mm. Les micro-organismes adsorbent la matière organique lorsqu'ils sont dans l'eau puis l'absorbent en même temps que l'oxygène lorsqu'ils sont au-dessus des eaux usées. La liqueur mixte contient aussi des micro-organismes en suspension qui contribuent aussi à la dépollution. Les mécanismes de croissance et de décrochement du biofilm sont semblables à ceux des biofilms qui ont été décrits précédemment. Un décanteur secondaire est nécessaire pour la séparation des floccs biologiques.

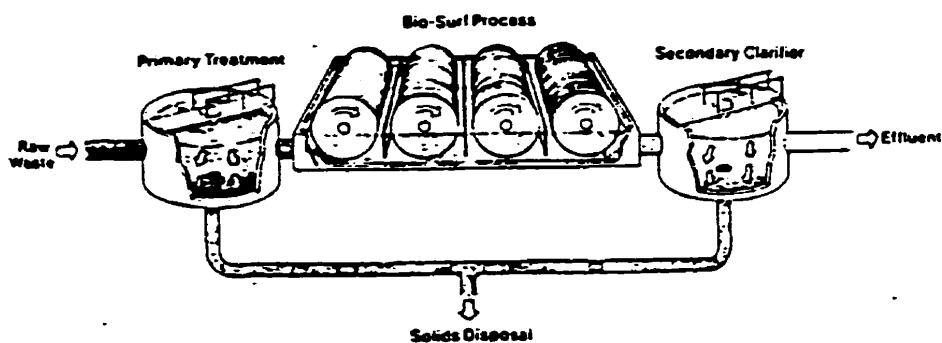


Figure 3.3: Les biodisques (Metcalf & Eddy, 1991).

3.4 SÉPARATION SOLIDE-LIQUIDE

3.4.1 INTRODUCTION

La performance d'un procédé est liée à l'activité métabolique globale des micro-organismes présents dans le réacteur. La création d'un procédé compact et performant concernerait particulièrement 2 paramètres: l'activité spécifique de la biomasse et la concentration des micro-organismes (Beaubien et al., 1994). Bien qu'il soit possible de modifier génétiquement en laboratoire des micro-organismes de manière à les prédisposer à une activité métabolique supérieure, les recherches de nos jours sont plus orientées vers la création de procédé à haute concentration de biomasse. Plusieurs études ont été dirigées vers la création des procédés à haute concentration de biomasse. Cependant, autant d'intérêt et de recherches n'ont pas été accordés à la séparation solide-liquide des liqueurs mixtes fortement concentrées. Ainsi, certains procédés à activité microbienne élevée se retrouvent avec un rendement global médiocre à cause d'une mauvaise séparation des solides de la liqueur mixte. D'où l'importance pour un procédé d'avoir une bonne séparation solide-liquide.

3.4.2 THÉORIE DE LA FILTRATION PAR MEMBRANE

3.4.2.1 Généralités

L'utilisation des membranes dans le traitement des eaux nécessite de l'intérêt. L'importance grandissante de cette technologie des membranes vient du fait que c'est

un traitement qui peut être complet et non additif. Les membranes remplacent plusieurs étapes dans une filière de traitement contrairement à d'autres nouvelles techniques qui s'ajoutent à une file d'étapes pour en améliorer le rendement. Vu la possibilité d'éliminer à la fois les MES, les matières colloïdales et les matières dissoutes en une seule étape, il s'agit d'une technologie fort prometteuse pour le traitement des eaux. Le tableau 3.2 donne les domaines d'application des membranes.

Tableau 3.2: Applications commerciales des membranes (Gooding, 1985)

Domaine	Application
Municipalités	Traitement secondaire et tertiaire
Métallurgie	Élimination des métaux lourds des eaux usées
Industries laitières	Récupération des protéines et autres matières dissoutes
Textiles	Récupération des teintures
Pâtes et papiers	Élimination des couleurs des effluents
Pharmaceutiques	Production d'eaux de synthèse et concentration de produits divers
Pétrole	Décontamination des eaux huileées
Varié	Dessalement de l'eau salée et saumâtre

3.4.2.2 Classification des membranes

La classification des membranes peut se faire selon plusieurs critères: le modèle de fonctionnement, le seuil de coupure, la géométrie, la configuration dans les modules et la nature des membranes.

a) Selon le mode de fonctionnement

Les membranes travaillant sous un potentiel électrique (électrodialyse): Cette opération est connue sous le nom d'électrodialyse. Ces membranes semi-perméables sont imperméables à l'eau et sélectives pour les ions. Une membrane anionique laisse passer uniquement les anions tandis qu'une membrane cationique laisse passer uniquement les cations. Une disposition alternée des deux types de membranes sous le potentiel électrique d'un courant continu, entraîne la migration des ions, permettant ainsi la séparation. L'utilisation de membranes dans ces conditions s'appellent électrodialyse.

Les membranes travaillant sous la pression: Ces membranes qualifiées de semi-perméables ont la capacité de retenir les molécules du soluté en laissant passer les molécules d'eau. En fait la séparation qui est due à des phénomènes de transport complexes comme la sorption préférentielle, la convection et la diffusion (Gooding, 1985) peut être expliquée par une différence entre les coefficients de transfert de masse des solvants et des solutés à travers la membrane.

b) Selon le seuil de coupure

Le seuil de coupure représente la dimension des plus gros particules qui peuvent passer à travers le filtre. Ces filtres permettent la microfiltration, l'ultrafiltration, la nanofiltration et l'osmose inverse.

La microfiltration (MF): Un microfiltre est une membrane poreuse dont le seuil de coupure se situe entre 0,1 μm et quelques microns. C'est un procédé de séparation important étant donné son flux relativement élevé et la qualité de son perméat qui est meilleure que celui des procédés conventionnels de sédimentation ou de filtration.

L'ultrafiltration (UF): Dans le cas de l'ultrafiltration, le seuil de coupure se situe entre 2 et 100 nm. Elle permet d'enlever des particules plus petites que celles ôtées par la microfiltration. Toutefois, la demande énergétique et la pression sont supérieures.

La nanofiltration (NF): Les membranes de nanofiltration sont souvent appelées membranes adoucissantes étant donné qu'elles retiennent presque la totalité des ions bivalents. Leur seuil de coupure est d'environ 200 daltons . Elles peuvent permettre un abattement de plus de 90% de COT.

L'osmose inverse (OI): Les membranes d'osmose inverse comportent des pores de l'ordre de quelques angströms. Avec l'existence d'une couche d'eau adsorbée à sa surface, la membrane est considérée non poreuse; c'est-à-dire théoriquement totalement imperméable au passage d'un soluté. En pratique, une partie du soluté la traverse et se retrouve avec le perméat. L'osmose inverse utilise les pressions d'opération les plus

Tableau 3.3: Principales techniques de séparation et tailles relatives des particules retenues (Legube, 1992)

	microscopie électronique					microscopie optique		visible à l'œil nu	
	matières dissoutes		matières colloïdales			matières en suspension			
	ions	molécules	macromolécules	microparticules	macroparticules				
Masses moléculaires (sans échelle)	10^2	10^3 10^4	10^5						
Micromètres (échelle log)	10^{-6}	10^{-5} 10^{-4}	10^{-3}	10^{-2}	10^{-1}	10^0	10^1	10^2	10^3
Procédés de séparation sur membrane	osmose inverse	nanofiltration	ultrafiltration	microfiltration					
	dialyse	électrodialyse							
Procédé physique de séparation						filtration classique			
Procédés de séparation gravitaire (avec ou sans réactif chimique)			ultracentrifugation	centrifugation					
			coagulation / floculation + décantation / sédimentation						
Procédé de séparation avec changement de phase		distillation / concentration sur gel							
Procédés chimiques de séparation		échange d'ions	extraction par solvant	extraction sur résine macroporeuse					
Taille des particules	sels minéraux	acides fulviques	protéines	pyrogènes	globules rouges	algues, protozoaires			
	ions métalliques	acides humiques	virus	bactéries, micro-algues		macrophytes, zooplanktons			
	acides aminés	polysaccharides	colloïdes			sables			
						pollens			

élevées. Dans le tableau 3.4 sont résumés les conditions opérationnelles les plus courantes des 4 types de membrane sus-mentionnés.

Tableau 3.4: Comparaison des quatre catégories de membrane (Thompson, 1992)

Procédé	Pression d'opération (bar)	Efficacité (%)	Flux liquide ($\text{l.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$)	Application
Osmose inverse	15,5 - 83	50 - 85	5 - 33	Dessalement
Nanofiltration	5,5 - 8,3	70 - 90	25 - 42	Adoucissement
Ultrafiltration	1,05 - 4,42	80 - 95	42-500	Désinfection, enlèvement des particules
Microfiltration	0,35 - 2,1	95 - 98	167-1670	Enlèvement des particules

c) Selon la géométrie

Pour permettre un maximum de perméat de qualité acceptable sous un minimum de pression d'opération, tout en étant capables de résister physiquement aux contraintes, les membranes doivent comprendre 3 couches principales: une couche répulsive aux sels, un support poreux et une couche de renforcement. La méthode de synthèse des 3

couches et la méthode de fabrication de la membrane, en déterminent la géométrie. Dans cette catégorie, on retrouve principalement les membranes asymétriques faites soit en acétate de cellulose (AC), soit en polyamide (PA) et les membranes composites dont les couches répulsive et poreuse sont de matières différentes (AC, PA et Polysulphone). La porosité des premières membranes croît depuis sa surface jusqu'à son support inclusivement tandis que CELLE des deuxièmes est uniforme.

d) Selon la configuration dans les modules

Le module ou « tube de pression » est un contenant qui renferme la membrane. On distingue les modules plats, spiralés, tubulaires et les modules pour membranes en fibres creuses.

e) Selon la nature des membranes

Selon la nature, on distingue les membranes organiques et des membranes inorganiques. Les membranes organiques peuvent être en matériaux cellulosiques (acétate de cellulose, triacétate de cellulose, etc.) ou en matériaux non-cellulosiques (polyamide aromatique etc.). Les membranes inorganiques comme les membranes organiques comprennent 3 couches: la couche active, la couche intermédiaire et le support poreux. Les matériaux du support sont habituellement le carbone, l'alumine, le zircon ou la silice. Les principaux avantages et inconvénients des membranes inorganiques par rapport aux membranes organiques sont présentés au tableau 3.5.

Tableau 3.5: Principaux avantages et inconvénients des membranes inorganiques
(Bourdon et Faivre, 1988)

Avantages	Désavantages
<ul style="list-style-type: none"> - Résistances mécaniques et thermiques ($> 100^{\circ} \text{C}$) supérieures, - Opèrent à des pH extrêmes (1 - 14), - Insensibles à l'attaque bactériologique, - Lavage par écoulement à sens inverse, donc, régénération presque totale du flux, - Chimiquement inertes, donc ne réagissent pas avec les solutés, - Tolérance au Cl_2 ($> 100 \text{ mg/l}$), - Stérilisation à la vapeur. 	<ul style="list-style-type: none"> - Plus coûteuses, - Limitées à la MF et à L'UF, - Rapport (encombrement/surface utile) élevé, - Nécessite le maintien de vitesses élevées - Faible porosité.

3.4.2.3 Aspects théoriques

a) Modèle de la diffusion de la solution homogène

Ce modèle repose sur les hypothèses suivantes:

- les solutés dans la solution alimentée sont distribués uniformément,
- le solvant traverse la membrane par convection sous l'effet d'une pression différentielle,
- les solutés traversent la membrane par diffusion sous l'effet d'une concentration différentielle,
- la membrane n'est pas poreuse et les transferts de masses des solvants et des solutés ont lieu à travers la structure moléculaire de la couche active.

Pour une opération de séparation, on peut écrire:

$$Q_f = Q_c + Q_p \quad (\text{m}^3/\text{s}) \quad (1)$$

Q_f : débit alimenté (m^3/s),

Q_c : débit du concentrat (m^3/s),

Q_p : débit du perméat (m^3/s).

Le bilan de masse à travers la membrane est donné par la relation :

$$Q_f C_f = Q_c C_c + Q_p C_p \quad (\text{kg/s}). \quad (2)$$

où C_c : concentration du soluté dans le concentrat (kg/m^3),

C_f : concentration du soluté dans l'affluent (kg/m^3),

C_p : concentration du soluté dans le perméat (kg/m^3).

Le taux de conversion (R) est donné par la relation suivante:

$$R(\%) = \frac{Q_p}{Q_f} \times 100 \quad (3)$$

D'après cette théorie, le flux du solvant se calcule comme suit:

$$F_w = K_w \times (\Delta P - \Delta \pi) \quad (4)$$

K_w : coefficient de transfert de masse du solvant ($\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{s} \cdot \text{Pa}$)

ΔP : pression différentielle (trans-membranaire) (Pa).

$\Delta\pi$: pression osmotique différentielle (Pa).

Le flux du soluté suit la relation:

$$F_s = K_s \times \Delta C = K_s \times \left[\frac{(C_f + C_c)}{2} - C_p \right] \quad (\text{kg/m}^2 \cdot \text{s}) \quad (5)$$

K_s : coefficient de transfert de masse du soluté ($\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{s}$)

La solution simultanée des équations (1) à (5) donne l'équation qui permet de prédire la qualité du perméat, à savoir:

$$C_p = \frac{K_s \times C_f}{K_w \times (\Delta P - \Delta\pi) \times \left(\frac{2 - 2 \times R}{2 - R} \right) + K_s} \quad (6)$$

L'équation ci-dessus permet d'étudier l'influence de chacune des cinq variables indépendantes sur la qualité du perméat. C_p augmente avec chacune des variables K_s , C_f et R . Toutefois, la qualité du perméat s'améliore avec l'augmentation de K_w ou de $(\Delta P - \Delta\pi)$.

b) Modèle de la couche limite

Le modèle de la diffusion de la solution homogène est intéressante pour la détermination de l'effet des variables indépendantes; mais présente l'importante lacune

de ne pas tenir compte de l'effet du gradient de concentration qui existe au-dessus de la surface de la membrane (figure 3.4).

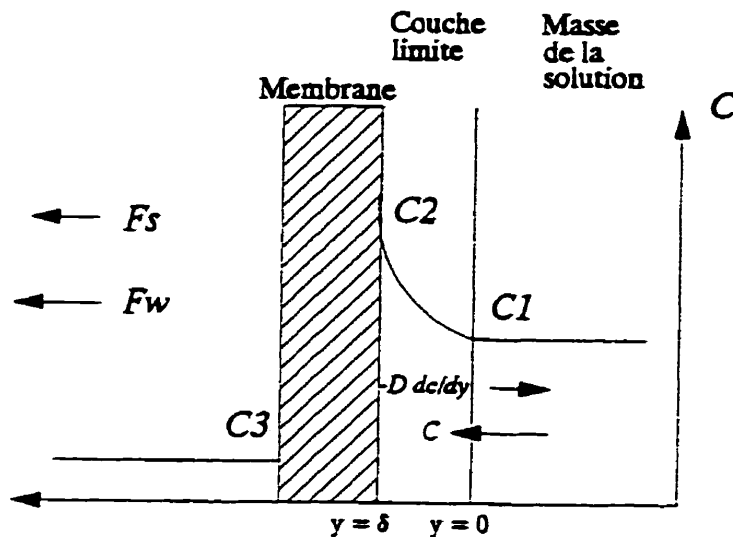


Figure 3.4: Schéma du modèle de la couche limite (Laisure et al., 1993)

Pour un transport unidimensionnel (le transport longitudinal étant négligeable), et à l'état d'équilibre, en tenant compte de la diffusion, le bilan de masse des solutés est donné par la relation:

$$F_s = F_w \times C_p = F_w \times C - D \times \frac{dC}{dy} \quad (7)$$

D : coefficient de diffusion du soluté (m^2/s)

L'intégration entre les limites de la couche permet d'écrire $D \times \frac{dC}{dy} = F_w \times (C - C_p)$

d'où on a:

$$D \times \int_{C_f}^{C_r} \frac{dC}{(C - C_p)} = F_w \times \int_0^\delta dy,$$

$$F_w = k \times \ln \frac{(C_w - C_p)}{(C_f - C_p)} \quad (8)$$

k : coefficient de transfert de masse par diffusion (m/s),

δ : épaisseur de la couche limite (m).

La résolution simultanée des équations (1) à (5) plus l'équation (8) donne la solution suivante:

$$C_p = \frac{K_s \times e^{\frac{F_w}{k}} \times C_f}{K_w \times (\Delta P - \Delta \pi) \times \left(\frac{2 - 2 \times R}{2 - R} \right) + K_s \times e^{\frac{F_w}{k}}} \quad (9)$$

Une observation comparative des équations (6) et (9) permet de conclure que la théorie de la couche limite est plus fondamentale que la première car elle tient compte du gradient de la concentration. Ce modèle devrait donc être plus précis pour la prédiction de la qualité du perméat (Laisure et al., 1993).

3.5 CARACTÉRISTIQUES DES EFFLUENTS VISÉS PAR LA BIOTOUR SÉQUENCÉE

Les caractéristiques physico-chimiques des effluents industriels sont variables selon l'activité agro-alimentaire concernée. Ces effluents sont également caractérisés par des fluctuations considérables tant en débit qu'en charge organique. Pendant les périodes d'inactivité, le débit devient presque nul. Les opérateurs des usines d'épuration traitant des effluents présentant de telles variations devront donc prendre des mesures afin de maintenir en tout temps la biomasse en bonne activité. Parmi ces mesures, il y a la recirculation des boues et les bassins de rétention pour accumuler des réserves d'eaux usées.

Les eaux usées traitées doivent respecter certaines normes avant d'être évacuées aux milieux récepteurs. Les normes de rejet peuvent varier d'une industrie à l'autre ainsi que d'une région à une autre. La norme québécoise pour les industries fixe les concentrations maximales acceptables en MES, DBO₅ et le phosphore total à 30 mg/l, 30 mg/l et 1 mg/l.

3.5.1 EFFLUENTS D'ABATTOIRS

Plus de 50% de la pollution des effluents d'abattoirs proviennent en plus de la chaîne d'abattage, de la triperie (lieu où on vend les tripes, les abats), de la boyauderie (lieu où on prépare les boyaux pour l'alimentation) et de l'atelier de vidage des matières stercorales (relatives aux excréments). Les volumes et les charges sont fonction :

- du taux de récupération du sang (DBO : 150 à 200 g/l; DCO : 300 à 400 g/l; NTK : 25 g N/l);
- du mode d'évacuation des matières stercorales et,
- de l'importance de la triperie-boyauderie.

Les tableaux suivants permettent d'estimer les volumes et les charges polluantes.

Tableau 3.6 : Les charges polluantes des effluents d'abattoirs (Degrémont, 1989)

PARAMETRES	ABATTOIRS DE BOVINS g par kg d'animal	ABATTOIRS DE PORCS g par kg d'animal
DCO	32,3 \pm 5,2	27,3 \pm 9
DBO ₅	13,2 \pm 2,2	13,2 \pm 4,3
Graisses (sec)	5,2 \pm 1,2	
N total	1,6 \pm 0,3	1,6 \pm 0,5
MES	11,8 \pm 2,5	9,3 \pm 3,4

Tableau 3.7 : Répartition volumique moyenne des eaux usées d'abattoirs (Degrémont, 1989)

Atelier ou poste	Volume en litres par kg de carcasse
Chaîne d'abattage:	
- bovins	4,8
- porcs	4,1
- lavage des panses	2
Triperie bovins	2,4
Boyauderie bovins	0,4 à 0,7
Lavage de camions	0,2 à 0,6

3.5.2 EFFLUENTS DES INDUSTRIES LAITIÈRES

Dans les industries laitières, les eaux usées proviennent surtout des ateliers suivants:

- pasteurisation et ensachage (pertes de lait, eaux de lavage);
- fromageries et caséineries (rejet de sérum déprotéiné mais riche en lactose);
- beurreries (rejet de babeurre, pauvre en matières grasses mais riches en lactose et protéines)

Tableau 3.8 : Caractéristiques des effluents des industries laitières (Degrémont, 1989)

Atelier ou poste	Volume d'eau l/l de lait	DBO mg/l	MES mg/l
Laits de consommation et yoghourts	1 - 25	120 à 300	50
Poudre lait et beurrerie	1 - 3	80 à 300	30
Caséineries	2 - 4	400 à 500	100
Fromageries	2 - 3	400 à 900	100
Usines polyvalentes	3 - 6	300 à 750	120

3.5.3 EFFLUENTS D'INDUSTRIES DE LA POMME DE TERRE

La nature des effluents pour ce genre d'industrie dépend des traitements spécifiques après lavage.

Tableau 3.9 : Caractéristiques des effluents des industries de la pomme de terre.

(Degrémont, 1989)

Atelier ou poste	Volume d'eau m ³ /t	MES kg/t	DBO ₅ kg/t
Préparation			
- Transport et lavage	2,5 - 6 recyclables	20 - 200	-
- Pelage et coupe	2 - 3		5 - 10
Flocons de pommes de terre			
- Cuisson	2 - 4		10 - 15
Pommes chips			
- Cuisson	2,2 - 5	5 - 10	5 - 15
Féculerie			
- Lavage, râpage, dilacération	2 - 6 (eau rouge)	Pulpe à]
- Pressage - raffinage	1	recycler]20 - 60]

3.5.4 EFFLUENTS D'AUTRES INDUSTRIES AGRO-ALIMENTAIRES

Le tableau 3.10 ci-dessous, présente les principales caractéristiques des effluents d'autres industries agro-alimentaires qui peuvent à court ou à long terme être visés le procédé Biotour Séquencée.

Tableau 3.10 : Caractéristiques des effluents d'autres industries agro-alimentaires
(Degrémont, 1989)

Entreprises ou fabrication	Origine des eaux usées	Rejets et pollutions	
		m ³ /t	kg DCO/t
Huileries	Extraction d'huile d'olive	0,8 - 7	50 - 80
	Pressage de palme	5	80
Raffinage d'huiles	Condenseurs et désodorisation	0,2***	0,5 - 1
	Lavage d'huile par centrifugation	0,15 (pH 10, 50-80 °C)	3 - 5
	Lavage des pâtes	0,6 (pH 1 à 2)	2 - 6 (2 - 5 g PO ₄ /l)
	Margarinerie	0,1 (30 °C)	0,2 - 0,5
Conserveries fruits, légumes et surgelés	Lavage, pelage	15 - 30	8 - 38
	Blancheur	5 - 10	-
Jus de fruit*	Pressage	0,15 - 0,25	0,3 - 1 pH 3 - 4
Sucreries à partir de betteraves à sucre	Lavage et transport:	0,4 - 1,2 ***	2 - 3 (200-600kg MES)
	Eaux de presses	0,2	
	Condensats excès	0,1	(NH ₄)
	Eluats régénération,	-	(Sels)
Sucreries à partir de canne à sucre	Lavage (canne)	5 - 10	} 14 - 25
	Colonne barométrique - excès	0,5 - 1,5	
	Condensats - excès	0,1	
Distilleries**	Marc de raisin - flegmes	3 - 6	6 - 12
	Lies de vins	2 - 3	60 - 200
	Vins	0,6 - 1,2	25 - 35
	Mélasse de canne ou betterave	1,2 - 1,8	80 - 100
	Jus de betterave/canne	0,8 - 1,6	25 - 40
	Grains	0,1 - 0,2	2 - 8
Poissons Farines et conserveries	Lavage et cuisson	15 - 30	40 - 60
	Préparation	1 - 5	15 - 25
Choucrouterie	Lavage		20 - 40
Plats cuisinés	Préparation cuisson		15 - 45

* Valeurs exprimées par hl jus.

** Valeurs exprimées par hl d'alcool pur.

*** Si en circuit fermé.

4. MATÉRIEL ET MÉTHODES

4.1 ÉVALUATION DES GÉOTEXTILES

4.1.1 MATÉRIEL

4.1.1.1 Abattoir Jacques Forget

L'abattoir Jacques Forget est une entreprise agro-alimentaire située au 2215 chemin Comtois, Terrebonne, Québec, J6X 4H3. Il s'agit d'une usine qui abat 200 à 225 têtes de boeufs, environ 230 veaux et à peu près 250 agneaux par semaine. Vu la demande croissante sur le marché de la viande d'autruche, cette usine s'apprête à intégrer dans ses opérations, l'abattage de cet oiseau. Au cours d'une année, les fluctuations d'abattage sont moins prononcées à cause du fait que plus de 80% des commandes de l'abattoir est relié à des grands supermarchés tels que Métro, IGA, etc.

Les sous-produits tels que le sang, les pattes et les boyaux sont récupérés par la société LOMEX. Le sang sert à fabriquer la farine de sang tandis que les pattes, la tête et les boyaux sont tous broyés pour fabriquer la farine de viande. Toutes ces farines et même les graisses sont introduites dans la nourriture pour l'élevage des animaux et des poissons. Les matières stercorales sont directement répandues sur des terrains arables où elles sont utilisées comme fumier.

4.1.1.2 Eaux usées

Trois types d'eaux usées qui émanent de l'abattoir Forget. Il s'agit des eaux de pluie, des eaux sanitaires et des eaux de la chaîne d'abattage. Les eaux usées de la chaîne d'abattage sont constituées des eaux provenant du hangar d'attente des animaux (abreuvoirs, urines, etc.), du circuit d'abattage et de 2 chambres froides. Les eaux de pluie sont directement canalisées dans le cours d'eau récepteur. Les eaux sanitaires sont traitées dans une fosse septique. Celles de la chaîne d'abattage, constituées essentiellement de sang dilué dans l'eau de lavage sont traitées par réacteur biologique séquentiel (RBS). Dans le circuit d'abattage, la récupération du sang et des matières stercorales est assez efficace de sorte que les eaux usées contiennent 500 mg/l de MES, 5000 mg/l de DCO et 3000 mg/l de DBO₅. Elles se délestent d'une partie de leurs huiles et de leurs graisses dans une trappe à graisse. Ces eaux usées partiellement partiellement débarrassées de leurs huiles et de leurs graisses s'écoulent dans un regard où elles se mélangent à celles provenant du hangar d'attente des animaux et des chambres froides. L'ensemble des eaux usées se dirige ensuite vers le RBS (figure F.1 en annexe F). Elles sont caractérisées par de grandes variations de charges et même de débit (tableau D.2, annexe D). Périodiquement, les huiles et les graisses accumulés sont retirés de la trappe à graisse. Les eaux usées qui ont servi à cette étude sont celles de la chaîne d'abattage prélevées juste avant le regard, après dégraissage et déshuilage partiels. Au cours de la période des expériences, l'abattage avait lieu sûrement les mardis, mercredis et jeudis,

rarement les vendredis et pas du tout les samedis, dimanches et lundis. On observait un débit d'eaux usées de la chaîne d'abattage les jours où il y avait abattage entre 7 et 16 heures. La nuit et les jours d'inactivité à l'abattage, il pratiquement nul. En terme de débit égalisé, l'abattoir Forget produit en moyenne 10 000 g.US (38 m^3) d'eaux usées par jour ouvrable et 45000 gUS (170 m^3) par semaine (tableau D.2).

4.1.1.3 Pilote

Le pilote de laboratoire était constitué principalement de 4 réacteurs, d'un réservoir d'égalisation, de 2 pompes submersibles pour remplir le réservoir d'égalisation, d'une pompe péristaltique à 10 « têtes » pour alimenter et pour purger les réacteurs, d'un mélangeur, de 2 petits surpresseurs et de 3 minuteries.

Les réacteurs biologiques avaient chacun un diamètre de 4" (10 cm) et une hauteur de 1'2" (35 cm) pour un volume de 2,75 litres. Toutefois pour éviter des pertes de liqueur mixte qui pourraient être causées par les turbulences d'aération, la hauteur de la liqueur mixte a été maintenue à 25 cm, soit un volume liquide de 2 litres par réacteur. Au sein de chaque réacteur, on a inséré un des 4 types de géotextile qu'on voulait évaluer, ce dernier étant cousu sous forme d'un cylindre de 5 cm de diamètre intérieur et de 22 cm de hauteur et muni d'un support rigide pour le positionner correctement. Chaque cylindre de géotextile laissait un espace de 2 cm en dessous de lui (pour qu'il y ait circulation de la liqueur mixte et un bon mélange) et était submergé d'un cm de

liquide. Chacun des réacteurs disposait à mi-hauteur et au fond d'un orifice de 3/4" (1,9 cm) de diamètre pour des prélèvements de la liqueur mixte. Le tableau 4.1 donne les spécifications des différents géotextiles évalués. La configuration cylindrique avait pour objet d'accroître la surface du géotextile sur laquelle devrait s'accrocher la biomasse. Chaque réacteur disposait d'un petit réservoir intermédiaire gradué, situé juste au-dessus de lui et ayant un déversoir de trop-plein. Ces réservoirs permettaient de contrôler avec assez de précision les volumes injectés dans les réacteurs. Les déversoirs renvoyaient dans le réservoir d'égalisation le surplus du volume requis. Ces petits réservoirs avaient chacun à sa base une vanne automatique dont l'ouverture et la fermeture étaient commandées par une minuterie. Une fois que les volumes à injecter dans les réacteurs étaient apprêtés, la minuterie déclenchait l'ouverture des vannes automatiques et les réacteurs se remplissaient.

Le soutirage de la liqueur mixte se faisait par l'intermédiaire d'un tuyau de purge qui était introduit à partir du sommet de chaque réacteur. Selon le niveau auquel on plaçait le bout du tuyau de purge, un certain volume précis devait être soutiré. Après le retrait de ce volume, la pompe de purge n'aspirait plus que de l'air, le bout du tuyau se trouvant déjà à l'extérieur de la liqueur mixte dans le réacteur.

Tableau 4.1: Caractéristiques des différents géotextiles

Géotextile	Fabrication	Matériaux
I	Non-tissé, aiguilleté renforcé	Fibres synthétiques hydrophobes: 85% Fibre naturelles hydrophiles: 15%
II	Non-tissé, aiguilleté renforcé	Fibres synthétiques hydrophobes: 70% Fibre naturelles hydrophiles: 30%
III	composite Tricot technique + non tissé	Tricot technique commercial + Fibres synthétiques hydrophobes: 50% Fibre naturelles hydrophiles: 50%
IV	Non-tissé commercial	Fibres synthétiques hydrophobes: 100%

Les eaux usées étaient d'abord mélangées dans un bassin de 200 litres d'égalisation afin de régulariser leur charge. Pour éviter que des particules grossiers puissent colmater les vannes automatiques et les rendre moins étanches, les eaux usées brutes étaient aussi débarrassées d'une partie de leurs MES avec un tamis de 200 microns. Leur pH élevé et leur carence en phosphore qui ont été corrigés par un ajout d'acide phosphorique. Un supplément d'acide chlorhydrique était aussi ajouté afin que le pH final de l'affluent soit autour de 6,5. Tous ces ajouts se faisaient dans le bassin d'égalisation (tableau D.1, annexe D). Avant de remplir un réacteur, les eaux usées étaient d'abord pompées dans

un réservoir intermédiaire à l'aide d'une pompe péristaltique qui, simultanément soutirait du réacteur correspondant un volume de liqueur mixte équivalent. Une fois que les volumes d'eaux usées à injecter dans les réacteurs étaient prêts, les vannes automatiques s'ouvraient et les réacteurs se remplissaient gravitairement. la pompe péristaltique de soutirage de la liqueur mixte et de remplissage des réacteurs fournie par Cole-Parmer, était une pompe à déplacement positif "Masterflex", de marque «pump drive», modèle 7568-00. Le moteur à vitesse variable de 115 VAC et de 4 Amp.

Les caractéristiques des eaux usées qui étaient envoyées dans les réacteurs devaient être assez uniformes pour permettre une meilleure analyse des capacités épuratoires de ces derniers. Ainsi, les eaux se trouvant dans le bassin d'égalisation étaient mélangées 2 minutes avant qu'on fasse le remplissage simultané des différents réacteurs. Le mélangeur utilisé fourni par NORTEC S.G.S. inc était de modèle MK-1 à montage serre-joint. Son moteur ayant 1/4 HP 115/60/1 avait une rotation de 1750 trs/mn. Son hélice était de type A-100 de diamètre 3,6" et son arbre fabriqué en acier inox 316 avait 5/8" de diamètre et 36" de long.

L'aération des réacteurs était assurée par 2 petits compresseurs d'aquarium. Un système de 3 minuterics permettait de synchroniser automatiquement les opérations de fonctionnement des réacteurs.

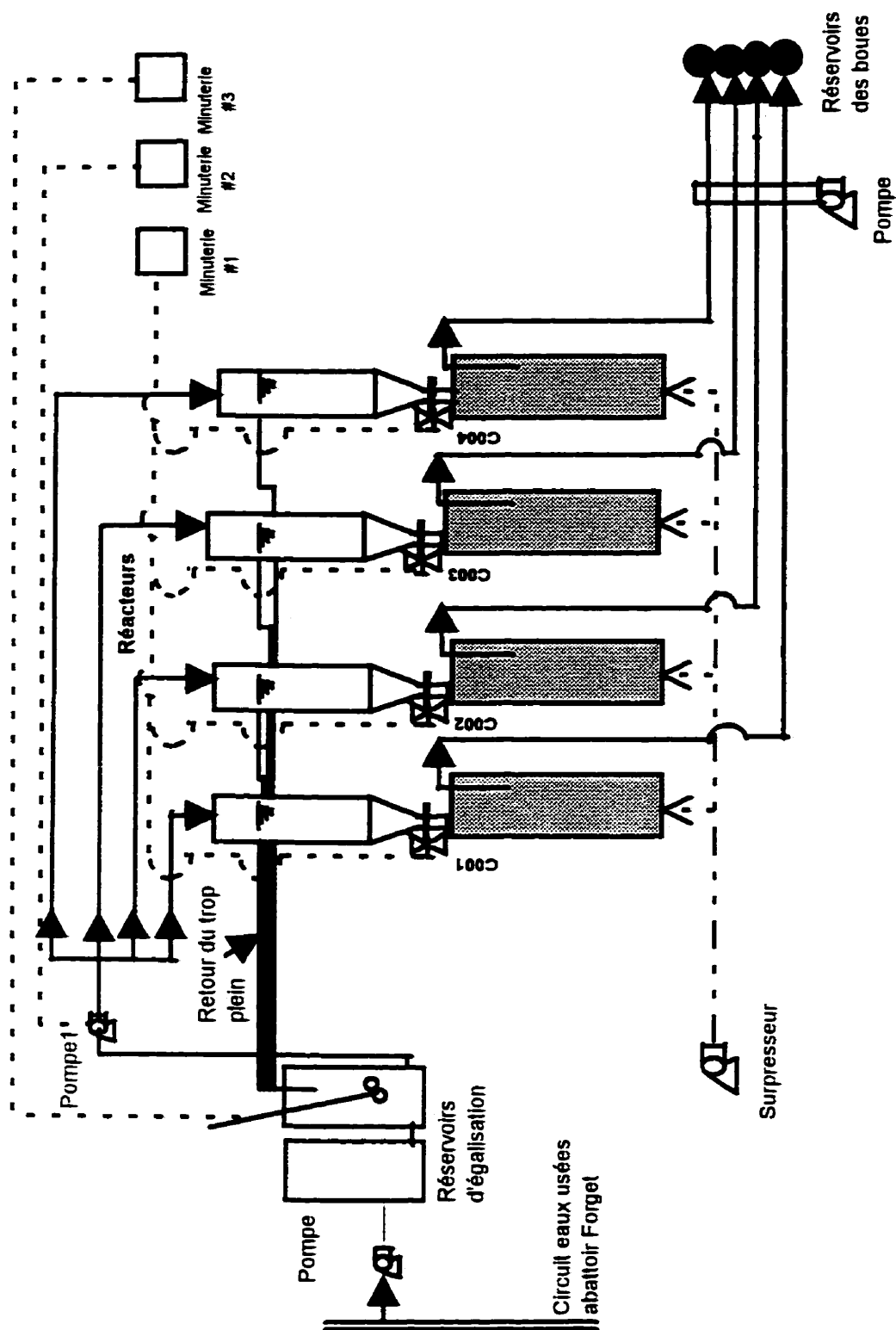


Figure 4.1: Pilote expérimental pour l'évaluation des géotextiles

4.1.2 MÉTHODES

4.1.2.1 Protocole expérimental

Trois séries d'essais ont servi à évaluer les géotextiles. La première a été réalisée au rythme de 2 cycles par jour. Un cycle était constitué de 3 opérations principales conduisant au traitement d'une cuvée d'eaux usées dans les réacteurs. Ces opérations sont le remplissage, l'aération et l'évacuation de la liqueur mixte. Le débit traité journalièrement a été doublé au cours de la deuxième série. Les réacteurs ont par conséquent été opérés à 4 cycles par jour. Au cas du traitement de 2 cycles par jour la durée de chaque cycle était de 12 heures. Cette durée a été divisée par 2 lorsqu'on traitait 4 cycles journalièrement. Lors de chacune des 2 séries, les réacteurs ont fonctionné sans recirculation des boues. L'évacuation du quart de la liqueur mixte était réalisée à chaque cycle et était remplacé par un volume correspondant d'affluent. La dernière série a consisté à évaluer la capacité de résister à l'assèchement des différents géotextiles. Le tableau 4.2 résume le plan expérimental des essais réalisés.

Tableau 4.2: Plan expérimental des essais d'évaluation des géotextiles

Série d'essai	Conditions d'opération	Géotextile	Paramètres de décision
Série 1	- 2 cycles/j - durée du cycle: 12 h - remplacement du volume de la liqueur mixte au quart	Type (1, 2,3 et 4)	DCO DBO ₅ MVES, Biomasse fixée
Série 2	- 4 cycles/j - durée du cycle: 6 h - remplacement du volume de la liqueur mixte au quart	Type (1, 2, 3 et 4)	DCO DBO ₅ MVES, Biomasse fixée
Série 3	Drainage du géotextile	Type (1, 2, 3 et 4)	- volume total d'eau - durée de perte d'eau

4.1.2.2 Méthodes analytiques

Les analyses qui concernent ce projet ont été réalisées conformément à "Standard Methods for the examination of water and wastewater" (APHA et al. 1995). Pour la

mesure de la biomasse fixée, les méthodes analytiques utilisées sont résumées dans le tableau 4.3 et leurs détails sont donnés en annexe B.

Tableau 4.3: Résumé des méthodes analytiques

Paramètre	Méthode	Référence
MES	gravimétrie	APHA 2540 D
MVES	gravimétrie	APHA 2540 E
DCO	dichromate, reflux fermé	APHA 5220 D
DBO ₅	consommation d'oxygène	APHA 5210 B
NH ₄ ⁺ + NH ₃	titrage	APHA 4500-NH ₃ C
TKN	digestion , autoanalyseur	Lachat (1992)
NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻	autoanalyseur	Lachat (1992)
Pt	digestion , autoanalyseur	Lachat (1992)
Huiles et graisses	extraction au fréon	APHA 5520 B
Alcalinité	titrage à l'acide sulfurique	APHA 2320

4.2 SÉPARATION SOLIDE-LIQUIDE

4.2.1 MATÉRIEL

Dans cette partie, on s'intéressera surtout à la description de l'usine d'épuration des eaux usées de la ville de Magog, aux boues qui ont servi à la réalisation des différents essais et aux pilotes utilisés.

4.2.1.1 Usine d'épuration des eaux usées de Magog

La station d'épuration des eaux usées de la ville de Magog a été construite en 1984 et au coût de 5,6 millions de dollars. Il s'agit d'un projet qui a été financé à 90% par le Gouvernement provincial du Québec. Sa mise en opération a eu lieu en juillet 1985. Le débit moyen de 15 000 m³/j double pratiquement quand survient la fonte de neige au printemps. Les eaux usées proviennent des habitations résidentielles, des commerces et des industries situés sur le territoire de Magog. La rivière Magog est le cours d'eau récepteur des eaux traitées de cette station dont les différentes étapes de traitement sont les suivantes: dégrillage, dessablage, épuration biologique, décantation secondaire, filtration tertiaire et désinfection (annexe F). Le traitement biologique est réalisé par 2 fossés d'oxydation de 100 mètres de long, 12 mètres de large et 4 mètres de profondeur. Les boues produites à la station sont traitées sur place. L'épaississement des boues se fait par la flottation à air dissous. Deux filtres à bandes presseuses servent à déshydrater les boues.

4.2.1.2 Boues utilisées

Les boues utilisées pour les essais provenaient soit directement du décanteur secondaire, soit du flottateur à air dissous (FAD). Dans le premier cas, il s'agissait des boues de siccité inférieure ou égale à 1%. Dans le second cas, la siccité se situait aux alentours de 2,5%. Pour que les boues envoyées sur le pilote soient homogènes, un bassin d'égalisation muni d'un mélangeur a été utilisé. Les points de prélèvement des boues de différentes siccités sont indiqués aux figures la section F.2 de l'annexe F.

4.2.1.3 Pilotes

Le pilote des essais à 5 lb/po² (figure 4.2) était constitué principalement d'un bassin d'égalisation, d'un mélangeur, d'une pompe, d'une colonne de filtration, d'un panneau piézométrique, d'un bassin gradué pour recueillir les eaux filtrées et d'un chronomètre. Ce fut le même pilote qui a été un peu modifié pour permettre des essais à 20 lb/po² (figure 4.3). Le panneau piézométrique a été remplacé par un manomètre et une vanne de contrôle de pression fut utilisée. Un bassin de 500 litres en polyéthylène muni d'un mélangeur permettait de maintenir les boues homogènes pendant toute la durée des essais. Le mélangeur utilisé fourni par NORTEC S.G.S. inc était de modèle MK-1 à montage serre-joint. Son moteur ayant 1/4 HP 115/60/1 avait une rotation de 1750 rpm. Son hélice était de type A-100 de diamètre 3,6" et son arbre fabriqué en acier inox 316 avait 5/8" de diamètre et 36" de long.

La colonne de filtration était alimentée par une pompe à déplacement positif capable de refouler un débit d'environ 4 US gpm à des pressions pouvant atteindre 30 lb/po². Cette pompe, fournie par Hydro Dynamique Ltée avait été une pompe à déplacement positif "Flex-I-Liner" de marque vanton et de modèle XB-P30B/N ayant un corps en polyéthylène et une enveloppe en néoprène. Le moteur dont les connexions étaient à boyau de 1" en diamètre extérieur avait les spécifications 1/4 HP TEFC 1800 rpm 120/1/60. La colonne de filtration était faite en PVC opaque de 20 cm (8 po) de diamètre, soit 314 cm² de section, et d'environ 3,5 m de hauteur (annexe E). La grande hauteur donnait l'occasion de réaliser des essais proches de l'opération à grande échelle. Les éléments filtrants étaient formés d'une faible couche flottante (10 cm) de billes de plastique (tableau 4.4) au-dessus de laquelle se trouvait une membrane. Cette dernière pouvait avoir des mailles de 200, 400, 600 ou 800 ou 1000 microns (tableau 4.5). Les billes en plastique dont l'objet était de faciliter le lavage en brisant la structure du gâteau de MES formé sur la membrane avaient un diamètre de 1 po et une densité d'environ 0,1. Le support du milieu filtrant était situé à 1,30 m au-dessus du fond du filtre. Ce dernier était constitué d'une feuille métallique percée de plusieurs trous de 1/8 po. La répartition régulière des trous permettait une meilleure répartition des eaux. La colonne était munie des orifices de 1 po pour les prises d'échantillons. Une hauteur d'eau de 2,00 m était prévue au-dessus de la membrane. Pour permettre la détermination de la pression d'eau optimale nécessaire pour les lavages, des valves

avaient été prévues à 0.5, 1 m, 1.50 m et 2 m au-dessus du lit filtrant. La base de la colonne se terminait par une forme conique. Cette configuration avait pour objet de faciliter les lavages. L'ensemble de la colonne était maintenu vertical et fixe par un support solide. Un bassin gradué de 500 litres fut utilisé pour recueillir l'effluent de la filtration. Les graduations ont permis de mesurer le volume d'eaux usées filtré en fonction du temps et de pouvoir par là déterminer les variations du débit.

Tableau 4.4: Cractéristiques des billes de plastique

Diamètre (mm)	Maté- riau	Nbre/ m ²	Nbre/ m ³	Densité du matériau (20 °C)	Densité de la bille	Temp.de ramolisse- ment (°C)	Résistance à la traction (lb/po ²)
25	polypro- pylène	1850	79600	0,905	0,1	130 - 150	4600

La pompe péristaltique utilisée pour les essais délivrait un débit d'environ 4 US gpm. Pour avoir les débits nécessaires pour les tests (environ 2 US gpm), il a fallu faire une dérivation sur le circuit amenant les boues au filtre et utiliser ensuite une valve manuelle et une valve de contrôle de pression pour régler le débit recherché. La valve de contrôle de pression, fabriquée en PVC, fournie par Griffco Valve Inc., était de type "Back pressure". Ayant une orifice de diamètre 3/4 po, elle pouvait contrôler une pression allant jusqu'à 150 lb/po².

Tableau 4.5: Caractéristiques des membranes (Industrial Fabrics Corporation, 1989)

	Membrane				
Ouverture des mailles (μ)	200	400	600	800	1000
Matériau de fabrication	Nylon	Nylon	Nylon	Nylon	Nylon
Nombre de fibres par cm	32,8	16,4	11,5	9,4	7,6
Diamètre du fil (μ)	105	210	270	270	315
Surface ouverte (%)	43	43	48	56	58
Poids (once/verge ²)	2,36	4,28	4,87	4,13	4,42
Densité des fibres	1,14	1,14	1,14	1,14	1,14
Expansion d'humidité (%)	10/14	10/14	10/14	10/14	10/14
Temp. max. de travail (°C)	100	100	100	100	100
Résistance à la lumière et aux intempéries	Condi- tionnelle	Condi- tionnelle	Condi- tionnelle	Condi- tionnelle	Condi- tionnelle
Résistance aux insectes	Bonne	Bonne	Bonne	Bonne	Bonne
Résistance au vieillissement	Bonne	Bonne	Bonne	Bonne	Bonne
Résistance aux bases	Résistante	Résistante	Résistante	Résistante	Résistante
Résistance aux acides	Instable	Instable	Instable	Instable	Instable
Résistance aux cétones	Résistante	Résistante	Résistante	Résistante	Résistante
Résistance au phénol	Instable	Instable	Instable	Instable	Instable
Résistance au benzène	Résistante	Résistante	Résistante	Résistante	Résistante

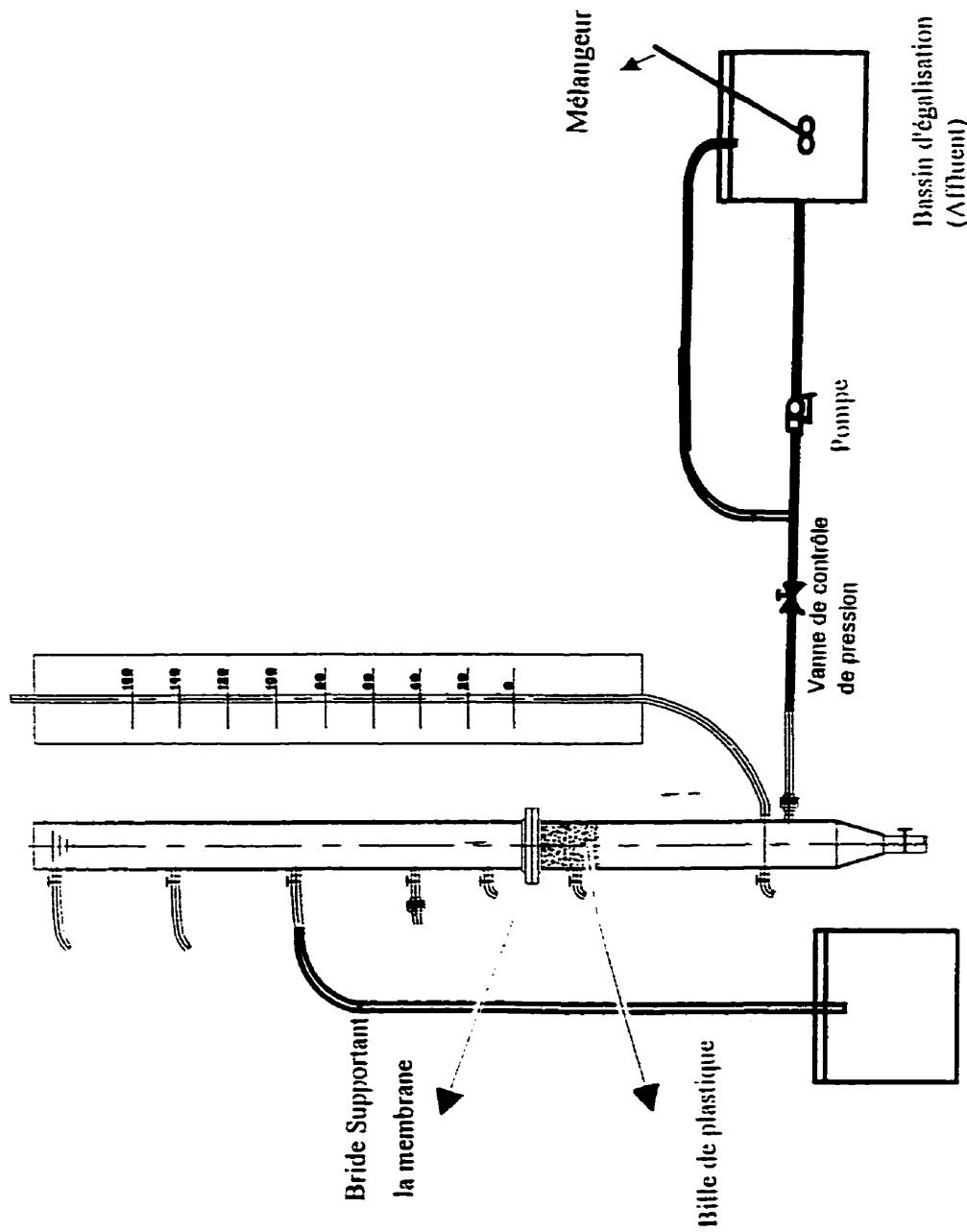


Figure 4.2: Pilote expérimental des essais à 5 lb/po²

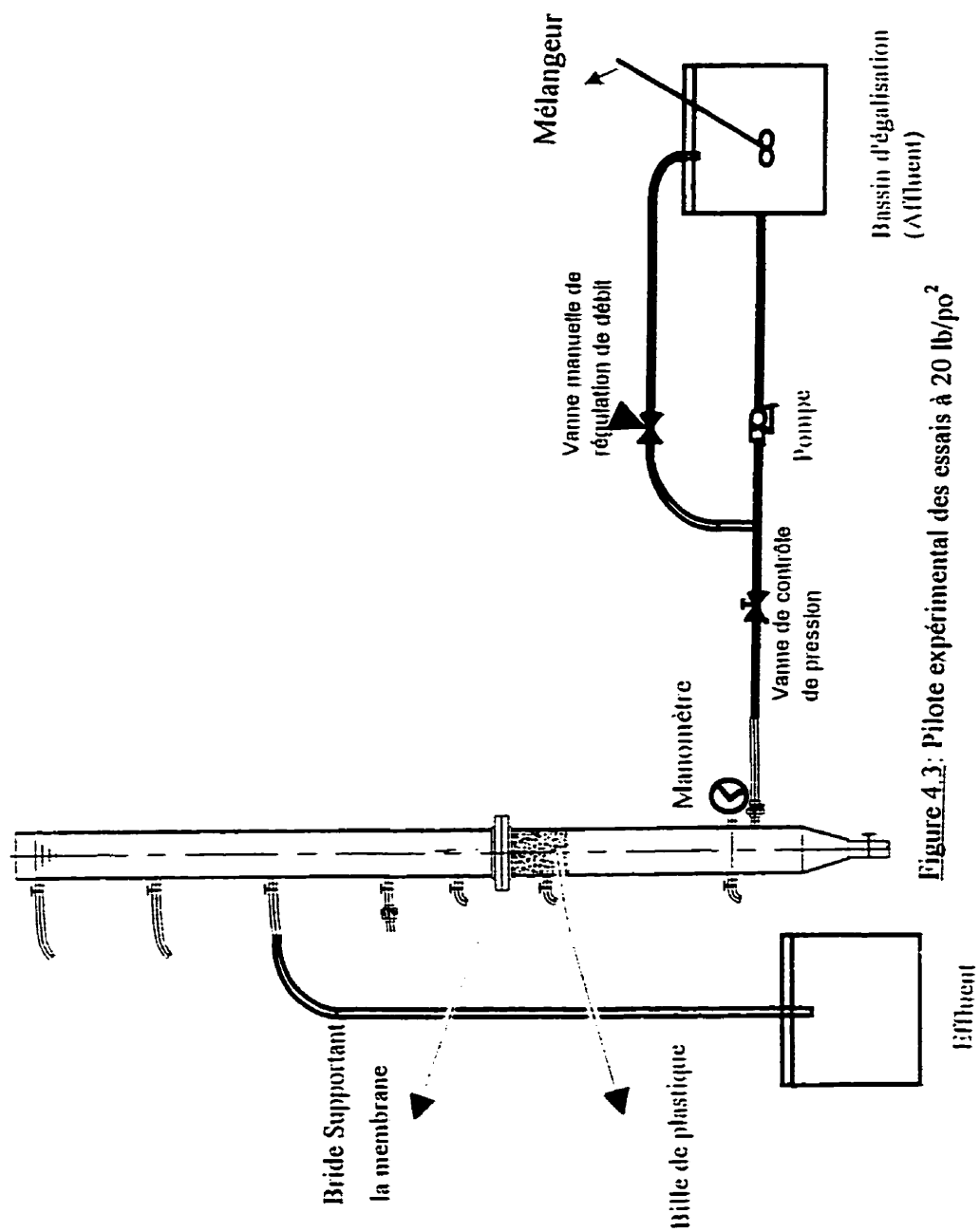


Figure 4.3: Pilote expérimental des essais à 20 lb/po²

4.2.2 MÉTHODES

4.2.2.1 Protocole expérimental

L'opération de filtration consistait à utiliser la pompe pour prendre les boues homogénéisées dans le bassin et de les forcer à travers le lit filtrant. Il s'agissait d'une filtration ascendante au cours de laquelle les boues entraient par la base de la colonne. Les matières en suspension étaient arrêtées dans le lit et sur la membrane, l'effluent clarifié sortait au-dessus de la membrane par un des 4 orifices d'évacuation de 1 po de diamètre. Selon l'orifice choisi sur la colonne, l'effluent pouvait sortir à 0.5, 1, 1.5 ou 2 m au-dessus de la membrane. L'orifice choisi correspondait à la hauteur d'eau qu'on devrait utiliser pour le lavage gravitaire du lit filtrant. Pendant la filtration, les matières en suspension étaient retenues sur le filtre et provoquaient par conséquent des pertes de charge. Lorsque ces dernières atteignaient la valeur critique (5 ou 20 lb/po²), le test était arrêté.

Le déroulement d'un test complet se passait en 2 phases. La première phase consistait à effectuer la filtration jusqu'au premier signal d'arrêt (perte de charge de 5 ou 20 lb/po² selon le cas). À la fin de la première phase, au lieu d'arrêter le test, on procédait immédiatement au lavage gravitaire intermédiaire du filtre. Aussitôt que cela était fait, la deuxième phase de la filtration commençait. Pendant chacune des phases d'un test, on prenait 1 échantillon de l'affluent, au minimum 3 échantillons à l'effluent, 1 échantillon des boues épaissies. On notait également le volume filtré et les pertes de charge en

fonction du temps. Le tableau 4.6 résume l'ensemble du plan expérimental qui a été utilisé.

Tableau 4.6: Plan expérimental des essais de filtration

PHASE DU TEST	VARIABLES			PARAMÈ- TRES SUIVIS
	Siccité des boues affluentes	Mailles de la membrane (microns)	Pression (lb/po ²)	
Avant lavage intermédiaire du filtre	0,8 à 1%	200	20	. MES
		400	20	. débit
		600	5 et 20	. pertes de charge
		800	5	. volume filtré
	0,8 à 2,5%	1000	5	. siccité des boues épaissies
Après lavage intermédiaire du filtre	0,8 à 1%	200	20	. MES
		400	20	. débit
		600	5 et 20	. pertes de charge
		800	5	. volume filtré
	0,8 à 2,5%	1000	5	. siccité des boues épaissies

4.2.2.2 Méthodes analytiques

La principale analyse des essais a été la détermination des matières en suspension (MES). Elles ont été déterminées par gravimétrie, conformément à la méthode 2540 D de "Standard Methods for the examination of water and wastewater" (APHA et al., 1995).

5. RÉSULTATS ET DISCUSSION

Dans cette section, les principaux résultats obtenus lors des essais visant à identifier le meilleur géotextile ainsi ceux de l'évaluation de la séparation membranaire solide-liquide sont présentés et discutés.

5.1 ÉVALUATION DES GÉOTEXTILES

Cette section présente la partie des résultats concernant le choix du meilleur géotextile. Il y sera notamment question des résultats ayant trait aux MVES, à la biomasse fixée, au caractère hydrophile des géotextiles, aux pH, température et oxygène dissous, à la DCO et DBO₅, aux nutriments et enfin aux huiles et graisses. L'ensemble des résultats bruts est présenté à l'annexe D.

5.1.1 CARACTÉRISTIQUES DE L'AFFLUENT

Pendant la phase de mise en route, on a observé que la composition chimique de l'affluent n'était pas équilibrée. Le rapport DBO₅/TKNt/Ptt qui était supposé être autour de 100/5/1 (WEF et ASCE, 1990) se trouvait par exemple égal à 100/6/0,4. Ce qui dénote un léger excès d'azote mais, une carence en phosphore. Le manque en phosphore a été corrigé par ajout de l'acide phosphorique (annexe D). Le tableau 5.1 résume les caractéristiques généraux de l'affluent des réacteurs.

Tableau 5.1: Caractéristiques de l'affluent des réacteurs

PARAMÈTRE	JOUR							
	1	7	14	21	28	35	42	49
MES (mg/l)	411	903	755	249	490	518	492	567
MVES (mg/l)	397	882	672	224	440	456	436	482
DCOt (mg/l)	3592	5197	4013	3632	3605	3368	3303	3513
DCOf (mg/l)	2586	3132	2303	1743	2020	2237	2829	2329
DBO _{5t} (mg/l)	2620	3620	2500	-	1760	1990	2140	2460
DBO _{5f} (mg/l)	1750	870	1370	750	1400	1510	1540	1540
[NH ₃ +NH ₄ ⁺] (mg N/l)	29	31	23	17	18	24	18	22
TKNt (mg N/l)	261	285	287	196	234	221	258	259
TKNf (mg N/l)	178	301	244	170	188	197	218	211
NO ₃ ⁻ (mg N/l)	16	< 0,005	0.13	0.4	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
NO ₂ ⁻ (mg N/l)	-	< 0,005	0.196	0.03	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Ptt (mg P/l)	12	31	33	36.8	37	42.4	34.8	38.3
Ptf (mg P/l)	10	30	28	33.7	29.3	39.3	30.4	33.5
Huiles et graisses (mg/l)	-	-	-	-	168	-	-	-
pH	7.15	6.41	6.54	6.65	7.01	6.72	6.99	6.66
TEMP. °C	15	13	16.1	13	8.7	10.7	6	7.3
Alc.(mg/l CaCO ₃)	360	222	240	198	226	276	254	262
DBO _{5t} /TKNt/Ptt	100/	100/	100/	-/	100/	100/	100/	100/
	10/	7,90/	11,5/	5,3/	13,3/	11/	12/	10,5/
	0,46	0,86	1,32	1	2	2	1,6	1,6

Les caractéristiques de l'affluent varient beaucoup. parce que la récupération du sang et des matières stercorales n'était pas uniforme et que la quantité d'eau de nettoyage était variable.

5.1.2 PERFORMANCE

5.1.2.1 Suivi des MVES

L'évaluation des MVES de la liqueur mixte est présentée à la figure 5.1 On note que la biomasse des liqueurs mixtes varie entre 1200 et 2000 mg/l. Cette variation est surtout due à la variation des charges polluantes de l'affluent. En effet, la production de la biomasse est fonction de la nourriture (charge organique) disponible. Les résultats montrent que le réacteur 2 est celui qui a régulièrement eu le plus de biomasse en suspension. Puis, viennent par ordre décroissant 1, 3 et 4. Le rapport MVES/MES moyen des liqueurs mixtes est resté autour de 0,87. La décantation statique de la biomasse n'était pas bonne pour l'ensemble des 4 réacteurs. L'indice du volume des boues (IVB) a varié entre 54 et 158. La valeur moyenne de IVB recommandée pour la conception rencontrée dans la littérature est 100 ml/g (WEF et ASCE, 1990). Après décantation, le surnageant est resté en tout temps turbide. Une analyse des MES dans le surnageant après décantation statique a donné 86, 134, 153 et 113 mg/l respectivement pour les réacteurs I, II, III et IV. Ce qui traduit bien le fait que la biomasse flocculait mal. Une analyse microscopique a révélé la rareté des bactéries filamenteuses dont l'importance est reconnue dans la formation des floccs. Cela est dû à l'âge de boues très faible et à l'abrasion causée par le fort débit d'air.

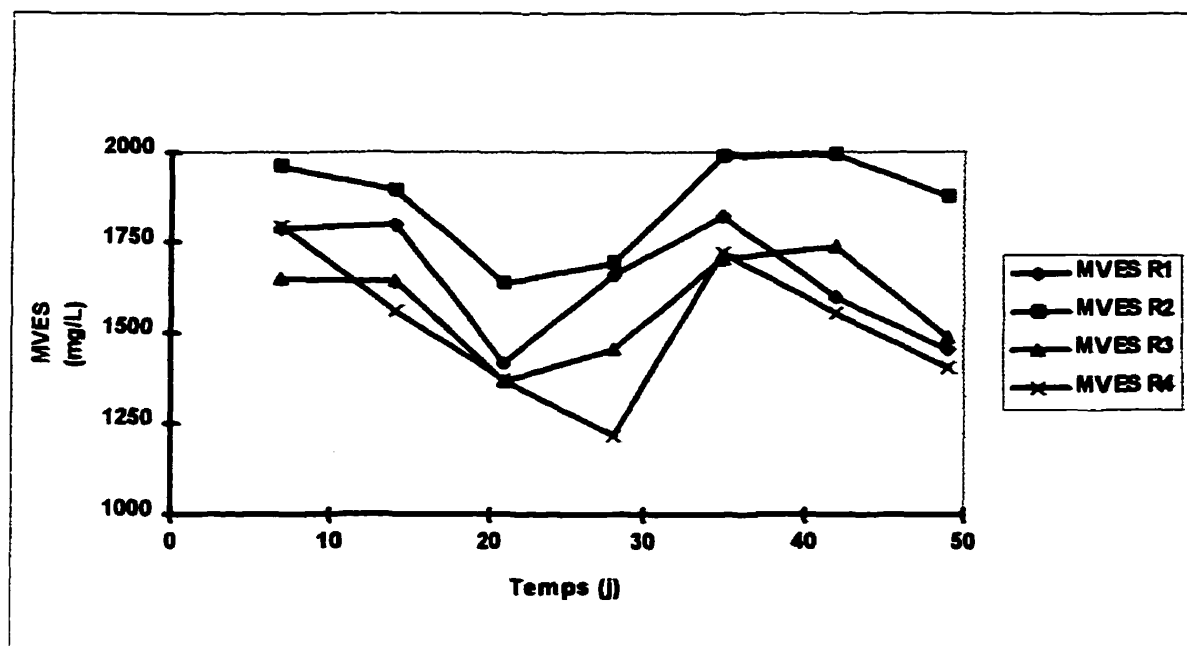


Figure 5.1 Évolution des MVES dans les réacteurs

5.1.2.2 Biomasse fixée

La biomasse fixée sur chaque géotextile a été mesurée à la fin des tests et les résultats sont résumés à la figure 5.2. Le protocole de mesure de la biomasse fixée se trouve en annexe B. Les résultats montrent que la biomasse fixée exprimée en grammes par mètres carrés est de 342, 290, 264 et 247 respectivement pour les réacteurs 2, 1, 4 et 3. Ces valeurs sont nettement supérieures à celle de 77 g/m^2 déjà mesurée sur les disques biologiques (Tyagi et al., 1992).

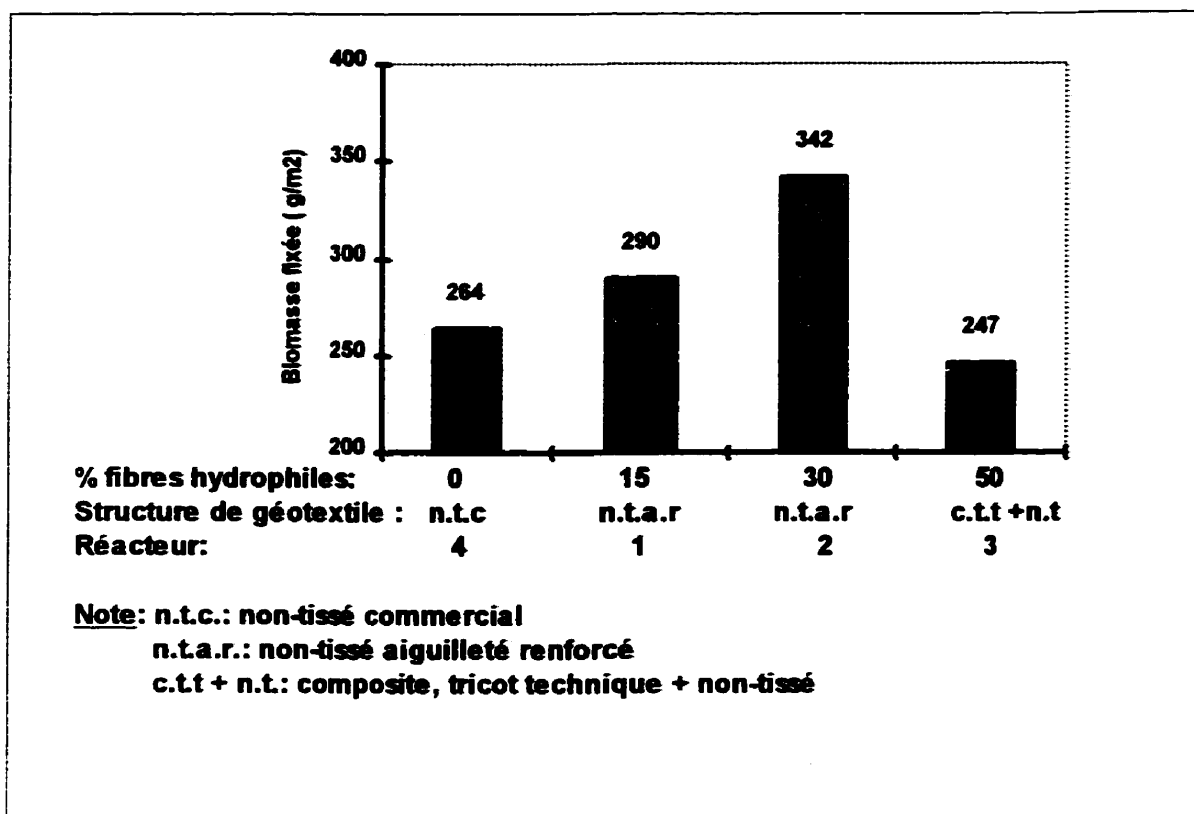


Figure 5.2: Biomasse fixée sur les différents géotextiles

5.1.2.3 Assèchement des géotextiles

Un test a été mené à la fin des essais afin d'apprécier la capacité de chacun des géotextiles de retenir l'eau et de rester humide . Au cours de ce test, on a mesuré en fonction du temps l'eau ayant quitté le géotextile par ruissellement et par évaporation. La température au cours des tests était de 19 °C. Les résultats obtenus sont représentés par les figures 5.3 et 5.4. Les résultats bruts sont présentés en annexe B.

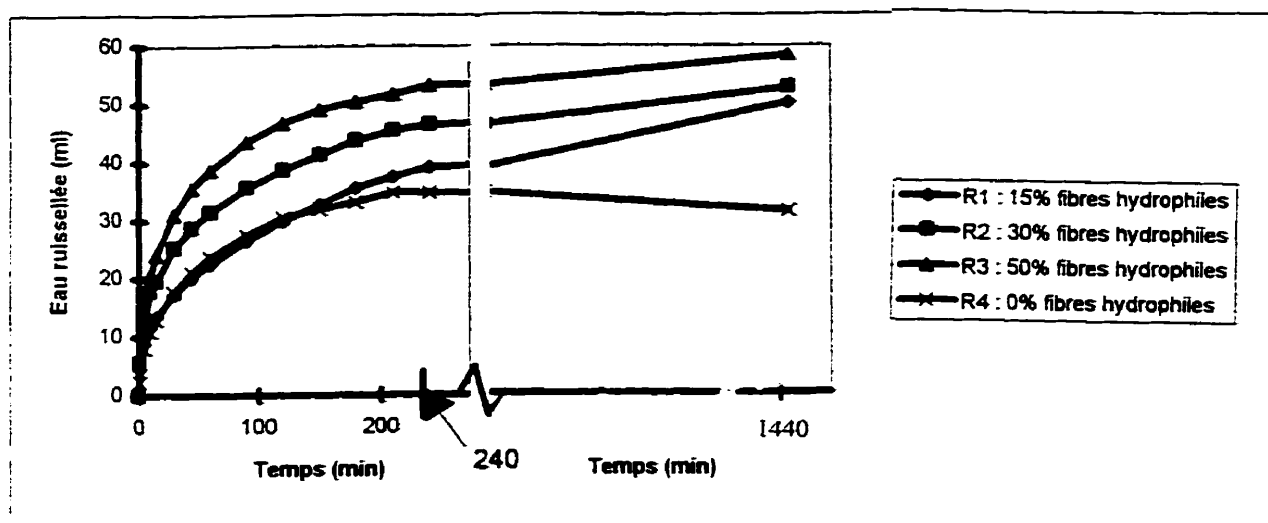


Figure 5.3: Eau perdue sur les géotextiles par ruissellement

Les figures concernant l'assèchement par ruissellement montrent qu'au début les média perdent l'eau de façon relativement rapide puis, la vitesse de perte d'eau ralentit doucement et tend vers 0, ce qui se traduit par le fait que la quantité d'eau recueillie tend vers une valeur limite donnée. Les résultats montrent que le réacteur 3 retient plus d'eau que le réacteur 2, le réacteur 2 plus que le réacteur 1 et le réacteur 1 plus que le 4. La grande capacité de rétention d'eau se traduit par la quantité totale d'eau perdue, mesurée à la fin du test qui est plus grande. Les quantités d'eau perdues par ruissellement sont de 58, 53, 50 et 31 ml respectivement pour les réacteurs 3, 2, 1 et 4. Le géotextile 4 qui est à 100% hydrophobes a perdu presque la totalité de son eau en 4 heures. C'est pour cela qu'on a plutôt noté une diminution dans la quantité d'eau qui a

ruisselé après 24 heures pour ce géotextile. Cela se traduit par la descente de la courbe à partir de 4 heures, descente qui est due à l'effet de l'évaporation. Pour les autres géotextiles la quantité d'eau ayant ruisselé a malgré l'évaporation continué à augmenter. Cela s'observe sur le graphique par une tendance à la hausse des courbes. Les volumes totaux d'eau perdue après 24 heures confirment bien le fait que les fibres hydrophiles permettent au géotextile de retenir plus d'eau.

Les courbes du graphique de pertes d'eau par évaporation se confondent presque en une seule droite dont la pente est environ 0,06ml/mn. (figure 5.4). Cela est tout simplement dû au fait que les seules variables qui entrent en jeu pour l'évaporation sont la température et la surface d'assèchement. Tous les géotextiles ayant la même surface et étant soumis à la même température, les pertes d'eau par évaporation ont été quasiment identiques.

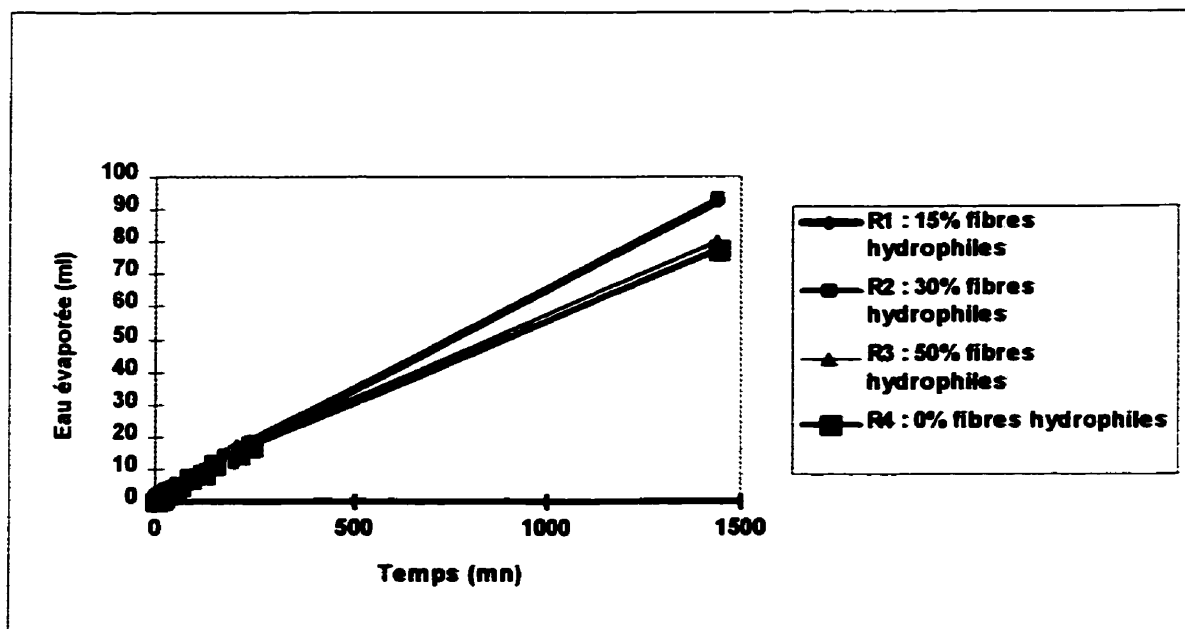
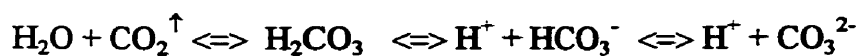


Figure 5.4: Eau perdue sur les géotextiles par évaporation

5.1.2.4 pH, température et oxygène dissous

Le pH de l'affluent se situait entre 6,5 et 7. Toutefois, à la fin de chaque cycle, le pH de la liqueur mixte se trouvait généralement compris entre 8 et 8,5. C'est une hausse générale constatée dans tous les réacteurs. Des tests ont été menés sans succès en laboratoire en vue de stabiliser le pH entre 6,5 et 7,5, plage recommandée pour les traitements biologiques (WEF, 1990). Le rapport de ces tests se trouve à l'annexe C de ce mémoire. L'explication que on a pu donner à cette montée de pH est le dégazage du CO_2 qui est en équilibre dans l'eau suivant l'équation:



En effet, le dégazage du CO_2 entraîne un déplacement de l'équilibre vers la gauche, ce qui entraîne un appauvrissement de la liqueur mixte en ion H^+ . Avec le départ des ions H^+ , les molécules d'eau recherche constamment un nouvel équilibre suivant l'équation $\text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{H}^+ + \text{OH}^-$ dont la constante d'équilibre K_a est de 10^{-14} . D'où il faut avoir en tout temps à 25 °C $[\text{H}^+][\text{OH}^-] = 10^{-14}$.

L'appauvrissement en ions H^+ entraîne donc un relâchement des ions OH^- par les molécules d'eau. Voilà ce qui, en plus d'autres phénomènes biotiques et même abiotiques expliquerait la montée du pH dans les réacteurs.

Quant à la concentration d'oxygène dissous (O.D), on a veillé à ce qu'elle reste satisfaisante pour les bactéries. À la fin de chaque cycle, l'O.D a généralement été au-dessus de 2 mg/l. Les quelques rares exceptions ont été dues au colmatage des aérateurs. La température des essais a été en général comprise entre 18 et 24 °C. Sauf pour une journée où une vague de froid est survenue alors que l'enceinte des réacteurs n'était pas chauffé. Ce jour là la température de la liqueur mixte avait été de 11 °C. Les détails sur les conditions de pH, de température et d'oxygène dissous sont donnés en annexe D.

5.1.2.5 Enlèvement de la DCO et de la DBO_5

Selon les résultats présentés dans la figure 5.5, la DCO soluble de l'affluent qui se situe généralement entre 2000 et 3000 mg/l est réduite dans une proportion comprise entre 70 et 95%. L'enlèvement dans le réacteur 2 qui donne la meilleure performance est en

moyenne de 90%. Puisque l'enlèvement de la DBO_5 se fait presque à 100%, on peut dire que 10% de la DCO serait réfractaire ou difficilement biodégradable. Les performances de chaque réacteur fluctuent soit à cause des fluctuations de la charge affluente, soit à cause des pertes brusques de la biomasse. Les pertes brusques de la biomasse sont dues aux décrochages ponctuels appelés «mues» ou à l'érosion. Le premier phénomène est plus important que le deuxième. En général, même si les écarts ne sont pas très grands, le réacteur 2 montre une fois de plus un rendement supérieur à celui des autres réacteurs. Il est suivi dans le classement par le réacteur 1 puis par les réacteurs 3 et 4 qui sont comparables du point de vue de l'enlèvement de la DCO.

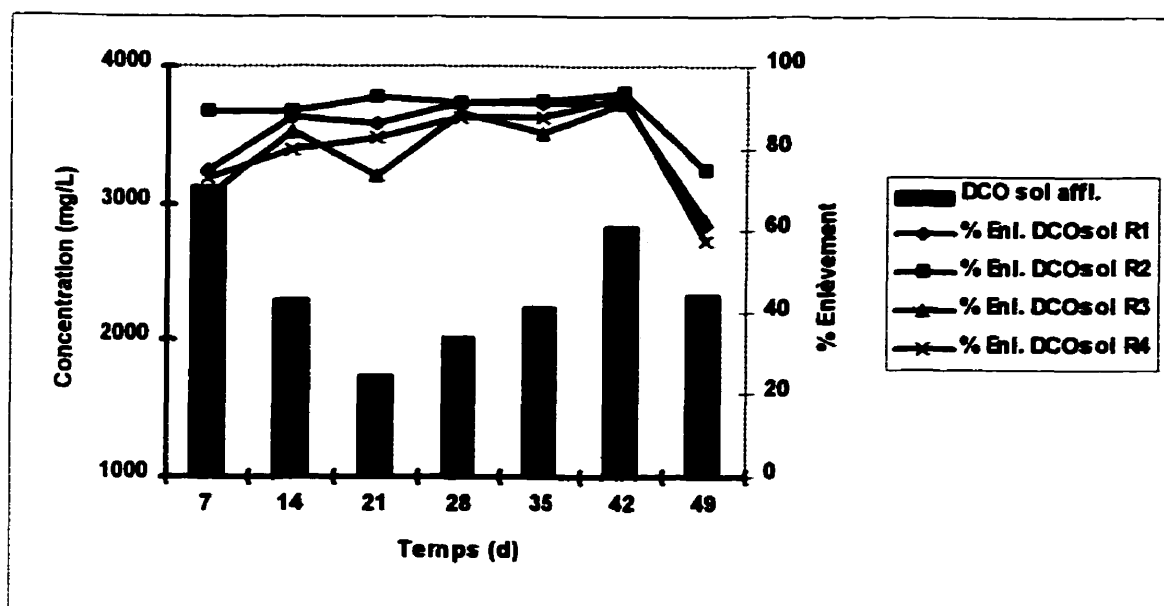


Figure 5.5: Enlèvement de la DCO soluble

L'allure de l'enlèvement de la DBO_5 (figure 5.6) dans les différents réacteurs est presque comme celui de la DCO. Une différence notable est que la DBO_5 soluble est presque entièrement dégradée dans chacun des réacteurs, ce qui a entraîné des pourcentages d'enlèvement de l'ordre de 99%. La valeur moyenne de DBO_5 soluble à l'effluent est restée inférieure à 5 mg/l.

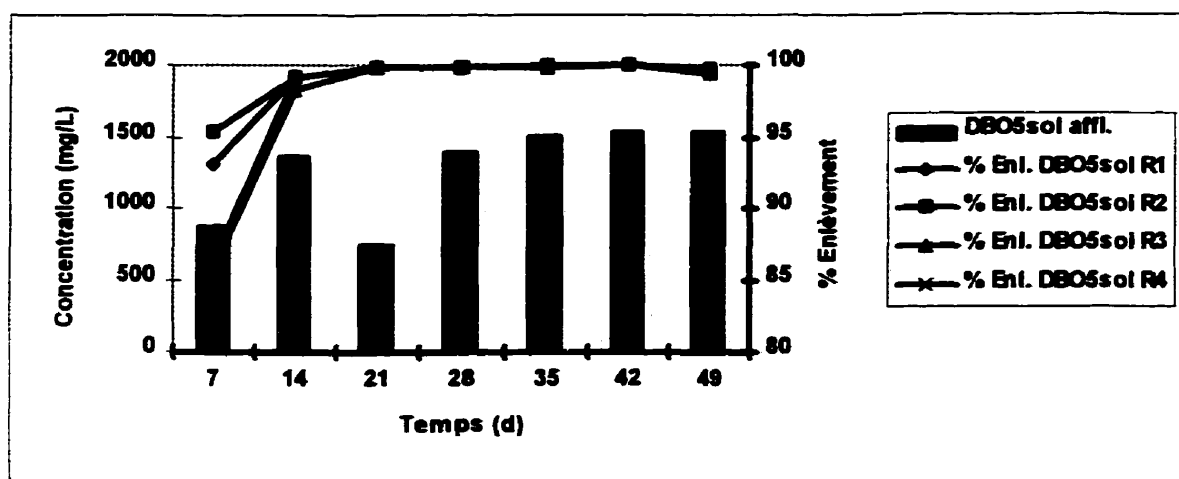


Figure 5.6: Enlèvement de la DBO_5 soluble

Avec ces résultats déjà tous appréciables et serrés, le classement des réacteurs par rendement décroissant est resté le même que pour la DCO. Tous les résultats relatifs à la DCO et à la DBO_5 sont en annexe D.

5.1.2.6 Enlèvement des nutriments (N et P)

L'enlèvement des nutriments a été relativement faible, 8 à 68% pour le TKN et 4 à 90% pour le phosphore. Les concentrations à l'effluent ont varié entre 94 et 200 mg N/l pour le TKN et entre 3 et 26 mg P/l pour le Pt. Ces concentrations à l'effluent indiquent qu'il est nécessaire de procéder à la nitrification-dénitrification ainsi qu'à la déphosphatation pour réaliser un bon traitement des eaux usées en question. Les pourcentages d'enlèvement pouvait être élevés ou faibles selon que les concentrations fluctuantes à l'affluent étaient faibles ou élevées. En effet, qu'il s'agisse de l'azote ou du phosphore, on ne pouvait pas s'attendre à un enlèvement significatif puisque l'opération des réacteurs n'était pas de nature à favoriser la nitrification et la dénitrification. Les techniques conventionnelles de déphosphatation qui passent par une alternance des phases anoxie, anaérobie et aérobie n'étaient pas non plus pratiquées. Ainsi, les différences entre les concentrations de nutriments à l'entrée et à la sortie n'étaient en fait dues qu'aux besoins de croissance des micro-organismes. Le procédé ayant été aéré, on pouvait au moins s'attendre à une nitrification. Toutefois, le phénomène ne s'est pas produit. La production nette des nitrates au cours du traitement est restée en général inférieure à 1 mg N/l pour tous les réacteurs. La production des nitrites elle aussi a été pour la plupart du temps inférieure au seuil de détection de l'appareil ($< 0,005$ mg N/l). Vu la concentration relativement très élevée de l'azote dans l'affluent, les bactéries responsables de nitrification (*nitrosomonas* et *nitrobacter*) auraient été inhibées par leur

propre substrat. En effet d'après les études menées par Anthonisen et al. (1976), à une concentration de plus de 10 mg N/l d'azote ammoniacal libre (NH_3), on entre dans la plage des concentrations qui inhibent l'activité des bactéries nitrifiantes. Les résultats montrent que cette valeur était régulièrement dépassée au sein des réacteurs, ce qui confirmerait l'hypothèse de l'inhibition de la nitrification par l'ammoniac.

5.1.2.7 Huiles et graisses

Les huiles et graisses (H&G) ont été échantillonnées 2 fois lors des essais. Un échantillonnage a eu lieu au cours de chacune des 2 phases des tests. Les résultats sont présentés à la figure 5.7.

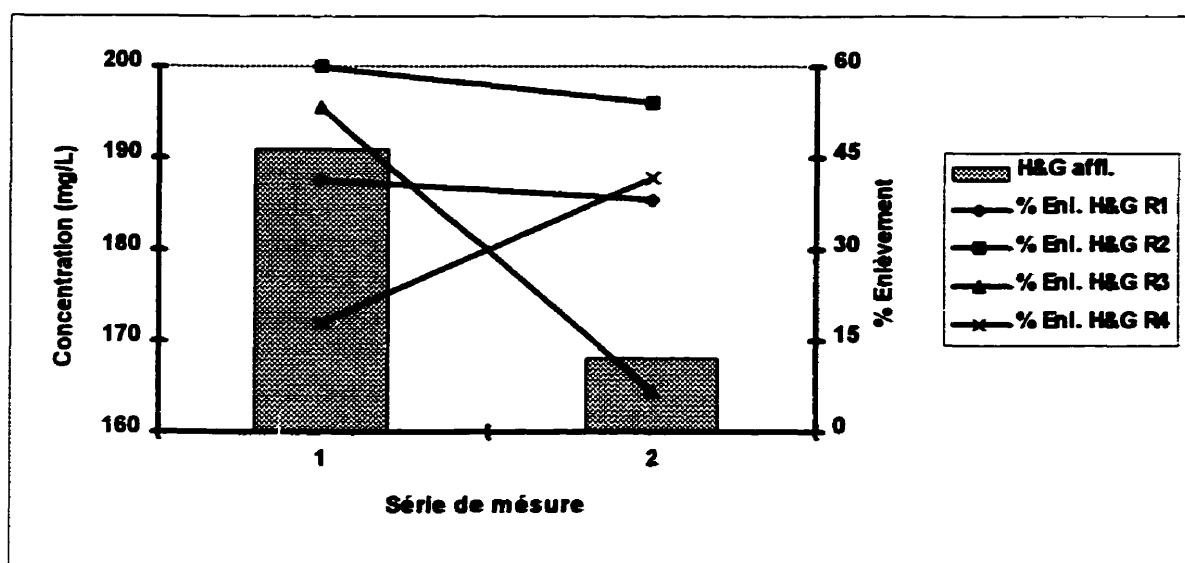


Figure 5.7: Enlèvement des huiles et graisses.

Les pourcentages d'enlèvement ont été faibles, variant entre 7 et 60%. Cela est dû au fait que les H&G sont constitués de longues chaînes de molécules dont le catabolisme microbien est très difficile et lent (Metcalf and Eddy, 1991).

5.1.2.8 Discussion

Le tableau 5.2 résume l'essentiel des. Des résultats, on observe que l'eau retenue dans les géotextiles est proportionnelle au pourcentage des fibres hydrophiles contenu dans le géotextile. En effet, selon la régression linéaire de la courbe "eau retenue vs % fibres hydrophiles" on obtient avec un coefficient de corrélation de 0,82 une pente de 14 ml par m² et par pourcentage fibres hydrophiles que les fibres hydrophobes. Selon l'hypothèse principale de cette recherche les fibres hydrophiles permettraient une meilleure rétention de la biomasse. C'est pourquoi on s'attendait à ce que le réacteur 3 ait la plus grande quantité de biomasse et soit le plus performant. Il aurait dû être suivi en ordre décroissant par les réacteurs 2, 1 et 4. Toutefois les résultats montrent que le réacteur 3 n'a pas été le meilleur. Après observation, on a soupçonné que la performance réduite du géotextile 3, ayant 50% de fibres hydrophiles, originerait de la manière avec laquelle il était cousu. En effet, la structure de cette dernière laissait tellement de vides que la biomasse aurait eu probablement beaucoup de difficultés à s'y développer et à former un biofilm d'une épaisseur suffisante et continue. Les résultats

obtenus montrent que la biomasse fixée sur ce géotextile a été de quantité relativement faible. Les débits d'air utilisés pour assurer une concentration d'oxygène dissous d'au

Tableau 5.2: Résumé de l'essentiel des résultats d'évaluation des géotextiles

Paramètre, conditions etc.	Réacteur 4	Réacteur 1	Réacteur 2	Réacteur 3
% fibres hydrophiles	0	15	30	50
Structure de géotextile	n.t.c.*	n.t.a.r.**	n.t.a.r.	c.t.t. + n.t.***
TRH (j)	1 et 2	1 et 2	1 et 2	1 et 2
MVES (g/réacteur)	2,4 à 3,6	2,8 à 3,6	3,3 à 4	2,7 à 3,5
Biomasse fixée (g/réacteur)	9	10	12	8,5
Rétention d'eau (ml.m ⁻²)	907	1452	1528	1690
% enl. DCO	57 à 92	62 à 91	75 à 93	63 à 91
% enl.DBO ₅	86 à 99,9	93 à 99,9	95 à 99,9	86 à 99,9
État biomasse	défloculée	défloculée	défloculée	défloculée
Décantation	mauvaise	mauvaise	mauvaise	mauvaise
Débit d'air (pi ³ /1000pi ³)	200 à 400	200 à 400	200 à 400	200 à 400
Nitrification	non	non	non	non

Note: * n.t.c.: non-tissé commercial

** n.t.a.r.: non-tissé aiguilleté renforcé

*** c.t.t.+ n.t.: composite, tricot technique + non-tissé

moins 2 mg/l à la fin du cycle étaient compris entre 200 et 400 $\text{pi}^3/1000 \text{ pi}^3$. Ces valeurs sont relativement élevées comparativement à celles suggérées par la littérature pour les boues activées 20 à 40 $\text{pi}^3/1000 \text{ pi}^3$ (WEF et ASCE, 1992). L'utilisation des débits d'air aussi élevés pour répondre à la DBO_5 était due, ne serait-ce qu'en partie à la petite taille des réacteurs qui entraînait une faible submergence des aérateurs et donc une faible efficacité de transfert de l'oxygène. L'énergie de brassage issue de l'aération serait aussi une cause de la défloculation de la biomasse et de l'enlèvement de la biomasse en difficulté d'accrochage dans le réacteur 3.

L'enlèvement de la DCO a été autour de 90%. La DBO_5 était enlevée presque totalement dans l'ensemble des 4 réacteurs. Les réacteurs 2 et 1 ont eu une performance légèrement supérieure à celle des réacteurs 3 et 4 en retention de biomasse, enlèvement de DCO et DBO_5 .

La quantité de biomasse fixée était environ 4 fois supérieure à celle en suspension.

En supposant que l'ensemble de la biomasse fixée est active (ce qui pourrait être le cas dans la Biotour Séquencée où le biofilm est exposé à la phase gazeuse sous pression), son activité serait prépondérante sur celle de la biomasse en suspension. La concentration de la biomasse en suspension était, selon les caractéristiques de l'alimentation comparable entre les 4 réacteurs, mais a été légèrement supérieure pour le réacteur 2.

La montée du pH d'environ 6,5 à presque 8,5 était observée. Ce phénomène serait probablement dû au dégazage du CO_2 à partir de la liqueur mixte. Il s'agit d'un processus qui serait accentué par les forts débits d'air utilisés pour ces tests.

Le test d'assèchement des géotextiles a mis en exergue l'importance de la présence des fibres hydrophiles. En effet, plus le pourcentage des fibres hydrophiles est élevé, plus le géotextile retient l'eau et résiste à l'assèchement. D'où l'utilité de la présence dosée de ce type de fibre dans le matériau support de bactéries d'un procédé pouvant fonctionner - comme la Biotour Séquencée - en plaçant de façon alternative le support de la biomasse en phase liquide et gazeuse. Au moment où le géotextile se trouverait à l'extérieur de la liqueur mixte, les fibres hydrophiles le protégerait - ainsi que la biomasse - de l'assèchement grâce à sa capacité de rétention d'eau.

En conclusion, l'utilisation d'un géotextile à teneur élevée en fibres hydrophiles semble désirable, celui en contenant 30% s'étant révélé légèrement supérieur aux autres. Celui en contenant 50% cependant offrait une structure trop ouverte facilitant l'enlèvement du biofilm. Pour la suite des travaux, les géotextiles de type 2 ou 3 seraient recommandables, pour celui de type 3 cependant, une étude en vue de modifier sa structure et apprécier sa performance serait suggérée. Il serait également recommandé d'étudier l'utilisation de l'oxygène pur, l'aération sous-pression, l'utilisation de l'acide chlorhydrique pour contrôler le pH, la recherche de la structure optimale des géotextiles et l'effet de l'exposition à l'air de la biomasse fixée.

5.2 SÉPARATION SOLIDE-LIQUIDE

5.2.1 CARACTÉRISTIQUES DE L'AFFLUENT

La principale caractéristique à laquelle on s'est intéressé lors des essais de séparation solide-liquide a été la concentration des solides. Il est résumé dans le tableau suivant présente les caractéristiques des boues qui ont servi à différents essais.

Tableau 5.3: Caractéristiques de l'affluent

	Siccité (%)/Pression (lb/po ²)						
	0,8-1 /5			0,8-1,0/20			2,5/5
Membrane, taille des pores (μ)	600	800	1000	200	400	600	1000
Boues affluentes siccité réelle: %	0,8	0,8	0,9	1	1	0,9	2,5

5.2.2 PERFORMANCE

La performance du filtre sera évaluée surtout en fonction de l'enlèvement des solides. Toutefois on s'intéressera aux autres critères tels que: la durée et le débit de filtration, le rapport « volume d'eau de lavage/volume d'eau filtré », ainsi qu'à la siccité des boues épaissies. Le tableau ci-dessous présente les résultats obtenus.

Tableau 5.4: Résumé des résultats de filtration

		Siccité (%)/Pression (lb/po ²)							Littérature
		0,8-1/5			0,8-1,0/20			2,5/5	Valeur
A- Filtration avant lavage	Membrane, taille des pores (μm)	200	400	600	600	800	1000	1000	
	Boues affluentes siccité réelle: %	0,8	0,8	0,9	1,0	1,0	0,9	2,5	
	Volume filtré (l)	35	52	116	24	32	54	63	
	Durée de filt. (mn)	17,5	8	19	4,8	5,5	12,7	16	
	Débit moyen (m ³ .m ⁻² .h ⁻¹)	2,1	8,5	10,0	2,0	5,5	5,7	5,6	
	Enlèvement des MES (%)	33	15	9	61	44	44	11	a: 90 b: 75-90 c: 100
	Siccité boues épaissies (%)	1,5	1,6	1,2	1,2	1,2	1,5	2,5	d: 3 e: 5 f: 10
B- Lavage	Volume d'eau de lavage (l)						47		
	Volume filtré (l)	35	52	116	24	32	54	63	
	Rapport vol. lavage/vol. filtré	134%	90%	41%	196%	147%	87%	75%	g: 5%

Tableau 5.4: Résumé des résultats de filtration (Suite).

		Siccité (%)/Pression (lb/po ²)							Littérature
		0,8-1/5			0,8-1,0/20			2,5/5	Valeur
	Membrane, taille des pores (µm)	200	400	600	600	800	1000	1000	
	Boues affluentes siccité réelle: %	0,8	0,8	0,9	1,0	1,0	0,9	2,5	
C- Filtration après lavage	Volume filtré (l)	27	42	38	0	26	39	31	
	Durée de filt. (mn)	9,25	8	6	0	4,5	7	7,3	
	Débit moyen (m ³ .m ⁻² .h ⁻¹)	2,3	5,9	7,0	-	2,9	6,3	3,9	
	Enlèvement des MES (%)	17	11	10	-	45	44	3	
	Siccité boues épaissies (%)	1,2	1,1	1	-	1,2	1,4	2,54	

a : WEF et ASCE (1992)

b : Grady et Lim (1980)

c : Lavallée et al. (1992)

d, e, f : Metcalf and Eddy (1991)

g : Degremont (1989)

Les graphiques qui présentent les résultats sont ceux des essais à 20 lb/po². Ces derniers sont typiques de l'ensemble des essais réalisés. les résultats bruts sont présentés en annexe D.

5.2.2.1 Matières en suspension

On note une diminution de la concentration à l'effluent des matières en suspension que ce soit avant ou après le lavage intermédiaire. Au cours de la filtration, les matières en suspension se déposent et forment une couche également filtrante sur la membrane et dans le lit de billes. Plus la couche des MES devient importante, plus elle contribue à la filtration. Cela se traduit par des résultats d'enlèvement qui s'améliorent continuellement. Ainsi les MES diminuent au cours de la filtration.

Les pourcentages d'enlèvement des MES par filtration après lavage du filtre sont restés dans l'ensemble inférieurs à ceux de la première filtration. Pour donner une explication à cela, il importe de mentionner l'observation suivante: au cours du lavage intermédiaire du filtre, le volume d'eau filtrée se trouvant au-dessus de la membrane contenait encore beaucoup de solides qui étaient filtrés durant l'opération de lavage. Le lavage occasionnait une filtration à contre-courant. Cela conduisait à une accumulation des solides sur la face supérieure du filtre. Lors de la filtration après lavage, ces solides se décolmataient et contribuaient à augmenter la quantité des MES à l'effluent.

Les pourcentages d'enlèvement des MES, pour chaque type de membrane ont été plutôt faibles. Toutefois, plus les mailles d'une membrane sont petites, plus son pourcentage d'enlèvement est grand. De même, plus la pression utilisée est élevée, plus le test dure plus longtemps, plus le volume filtré est grand, plus le pourcentage d'enlèvement des

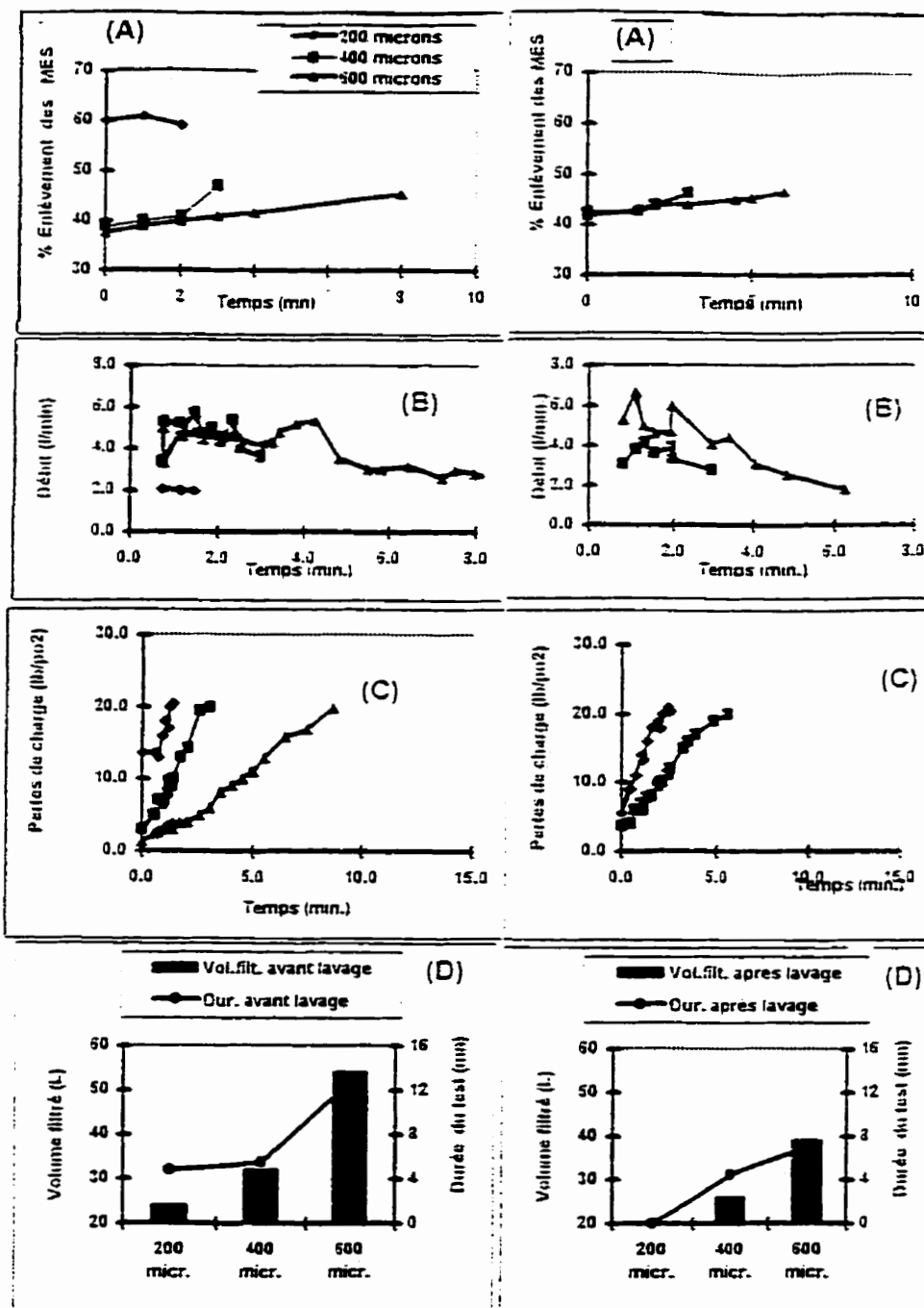


Figure 5.9: Filtration après lavage du filtre

(A): Évolution du % d'enlèvement;
 (C): Évolution des pertes de charge;

(B): Évolution du débit;
 (D): Volume filtré et durée du test

MES est grand et plus la siccité des boues épaissies est élevée. Toutefois, les phénomènes imprévisibles de crevaision peuvent rendre cette affirmation moins juste.

5.2.2.2 Pertes de charges

Les pertes de charge initialement faibles croissent continuellement avec le temps à cause des solides qui sont arrêtés par le milieu filtrant. Comme les solides continuent toujours à s'accumuler, les pertes de charge continuent elles aussi à augmenter au cours de la filtration. Ce phénomène s'observe tant pour les tests avant qu'après le lavage du filtre. Les pertes de charge croissent d'autant plus rapidement que les mailles de la membrane sont petites. Cela conduit à des durées d'autant plus grandes que les mailles sont grandes, tout simplement parce que moins de solides sont arrêtés. C'est ainsi que pour atteindre le stade où le lavage intermédiaire est nécessaire, (environ 20 lb/po² en pertes de charge), les tests ont duré 12.7, 5.5 et 4.8 minutes respectivement pour les membranes dont les mailles sont de 600, 400 et 200 microns. À cause des solides résiduels (ou pertes de charge résiduelles), le colmatage des filtres se faisait beaucoup plus rapidement au cours de la deuxième phase. C'est ainsi que les durées des tests après lavage du filtre ont été de 7, 4.5 et 0 minutes pour les 3 membranes précédentes.

5.2.2.3 Débits, volumes filtrés et durées des tests

En général, que ce soit avant ou après lavage intermédiaire du filtre, le débit commence à une valeur élevée puis baisse avec le temps de filtration

Cela s'explique par le fait qu'au début de la filtration, la membrane est encore propre.

Au fur et à mesure que l'expérience avance, les matières en suspension s'accumulent dans le lit filtrant, créant des pertes de charge élevées et conduisant à un débit de dérivation supérieure ce qui se traduit à travers la colonne par une diminution du débit de filtration. Une analyse du comportement du débit au cours de l'expérience fait remarquer des moments où ce dernier monte subitement avant de redescendre. Une explication qu'on pourrait donner à ce comportement serait la suivante: pendant la filtration, il arrive des moments où la pression est assez forte pour créer des crevaisons temporaires et localisées dans le filtre. Ces crevaisons étant caractérisées par des zones de faiblesse, où les boues de l'affluent peuvent facilement passer et, sans enlèvement substantiel des MES; on observe même plutôt un entraînement des solides à partir du lit des MES déjà formé.

Les volumes totaux filtrés par essai sont restés relativement faibles et ont été proportionnels à la taille des mailles de la membrane utilisée. Les volumes recueillis au cours de la première phase étant supérieurs à ceux de la deuxième phase. Il en est de même de la durée des 2 phases du test (figure 5.14).

5.2.2.4 Discussion

Les essais de filtration qui ont été réalisés ont présenté des faibles rendements tant pour les expériences 5 lb/po² qu'à 20 lb/po². En effet, à 5 lb/po², pour des boues de siccité voisine de 1%, le plus grand pourcentage d'enlèvement des MES a été de 33%. Avec les mêmes boues et à avec 20 lb/po², 61% a été le plus grand pourcentage d'enlèvement des MES avec la membrane de 200 microns celle dont les mailles étaient les plus petites. Avec d'aussi faibles pourcentages d'enlèvement de solides, l'effluent traité contenait des concentrations de solides d'environ 5000 mg/l. Un décanteur peut enlever jusqu'environ 90% des solides et même plus (WEF et ASCE, 1992). Il en est de même de la filtration en lit épais (Grady et Lim, 1980). En ultrafiltration, on peut enlever presque 100% des solides. En regard de ces performances, on comprend que le filtre évalué n'est pas viable comme procédé de séparation solide-liquide dans les conditions étudiées. Considérant les boues épaissies, on observe que l'épaississement n'est vraiment pas considérable. La siccité des boues épaissies n'augmente que de quelques dixièmes d'unité (maximum 0,7%). La plus grande siccité obtenue a été de 2,6%. Toutefois, la littérature rapporte des siccités de boues épaissies de l'ordre de 3%, 5% et même 10% respectivement pour l'épaississeur gravitaire, la flottation à air dissous (FAD) et la centrifugation. Les débits moyens de filtration ont été compris entre 2 et 10 m³.m⁻².h⁻¹. Ce sont des débits proches de ceux de la filtration sur lit épais mais, assez élevés par rapport à l'ultrafiltration. Ces fortes vitesses seraient à l'origine du fait que la

composante de décantation (qui a été espérée) n'a pas vraiment été ressentie dans les différents résultats; la vitesse ascensionnelle ayant été assez forte pour empêcher les solides de décanter. Le rapport « eau de lavage/eau filtrée » est un important facteur pour juger le caractère viable d'un procédé de filtration. D'après la littérature, 5% est le pourcentage d'eau utilisée pour le nettoyage des biofiltres (Degrémont, 1989). Toutefois, ce rapport pour tous les essais menés sur le montage de cette recherche est resté compris entre 41 et 196 %. Les valeurs au-dessus de 100 % dénotent qu'il faut un apport supplémentaire d'eau (en plus de l'eau filtrée) afin de nettoyer correctement le filtre. D'où, une fois de plus, le caractère non viable du montage qui a été évalué dans les conditions étudiées.

6. DISCUSSION GÉNÉRALE

Les travaux de cette recherche ont porté sur 2 aspects concernant le projet Biotour Séquencée: l'évaluation de la capacité de divers géotextiles à retenir de la biomasse et, l'évaluation de la séparation solide-liquide des liqueurs mixtes.

L'objectif de l'évaluation des géotextiles était de vérifier l'impact des fibres hydrophiles sur la quantité de biomasse fixée. Les résultats obtenus ont bien démontré que ces fibres jouent un rôle important sur la quantité de biomasse qui se fixe sur un géotextile. En effet, on a obtenu comme biomasse fixée 247, 290 et 342 g/m² respectivement pour les géotextiles ayant les pourcentages de fibres hydrophiles de 0, 15 et 30%. La couture, ainsi que la structure du géotextile ayant 50% de fibres hydrophiles ne lui ont pas permis d'accumuler assez de biomasse. La structure d'un géotextile très importante en ce qui concerne sa capacité de retenir la biomasse. Les valeurs ci-dessus sont relativement élevées par rapport à celle de 77 g/m² déjà mesurée sur les disques biologiques par Tyagi et al. (1992).

Du point de vue assèchement du géotextile, on a remarqué que les fibres hydrophiles lui permettaient de retenir l'eau et de rester mouillé pendant longtemps une fois à l'extérieur de la liqueur mixte. Ainsi, après près 1 heure, la biomasse semblait presque aussi fraîche qu'au moment où elle avait été sortie de la liqueur mixte sur les géotextiles à 30% et à 50% de fibres hydrophiles. Cette caractéristique est très importante pour la

Biotour Séquencée qui fonctionnera de façon séquentielle, plaçant alternativement la biomasse dans et à l'extérieur de la liqueur mixte.

Le transfert de l'oxygène dissous dans les réacteurs visant la détermination du meilleur géotextile a été très faible à cause de la faible submergence des aérateurs. Cela a fait en sorte que, pour répondre à la demande en oxygène, on a utilisé des débits d'air très élevés, facilitant le dégazage du CO_2 et la montée rapide du pH de la liqueur mixte ainsi que l'abrasion de la biomasse. Dans la Biotour Séquencée, pilote pleine échelle, on espère que la forte submergence des aérateurs ainsi que la pression artificielle permettront de réduire de façon assez considérable le débit d'air de façon à éviter les problèmes susmentionnés. Par ailleurs, en cas de nécessité, on pourra adopter un système automatique pour contrôler le pH de la liqueur mixte par ajout d'acide chlorhydrique.

Quant à la séparation solide-liquide, les résultats d'évaluation du montage proposé n'ont pas été concluants. Le pilote ou ses conditions d'exploitation devront être modifiés et permettre par exemple l'utilisation des polymères ainsi que de la pulsation.

CONCLUSION

Les conclusions suivantes ont été tirées de ce projet:

ÉVALUATION DES GÉOTEXTILES

- les fibres hydrophiles permettent de retenir plus d'eau (907 à 1690 ml/m²) et de biomasse (247 à 342 g/m²) dans le géotextile. La quantité d'eau retenue ainsi que celle de la biomasse est proportionnelle au pourcentage de ces derniers;
- le géotextile II (30% de fibres hydrophiles) est celui qui a été légèrement meilleur au cours des tests;
- le géotextile ayant 50% de fibres hydrophiles aurait peut-être une bonne composition mais, une mauvaise structure;
- la décantation de la biomasse était mauvaise pour l'ensemble des 4 réacteurs. Les floccs étaient petits et la liqueur mixte semblait en tout temps défloculée probablement à cause du débit d'air qui était assez fort. L'indice de volume des boues IVB a varié entre 54 et 158 ml/g;
- les résultats n'ont pas présenté beaucoup d'écarts entre les différents géotextiles;
- la valeur du pH passe d'environ 6,5 à l'affluent à presque 8,5 dans la liqueur mixte à la fin du cycle, à cause du dégazage du CO₂ par l'aération requise pour satisfaire la DBO;

SÉPARATION SOLIDE-LIQUIDE

- le montage évalué dans cette étude n'est pas viable comme procédé de séparation solide-liquide:

- * la concentration des MES à l'effluent est très élevée ($> 5000 \text{ mg/l}$);
- * les pourcentages d'enlèvement de solides sont très faibles ($< 61\%$);
- * le rapport « eau de lavage/eau filtrée » est très élevé, soit entre 41 et 196% contre 5% pour les biofiltres de Degrémont.

Les phénomènes suivants ont aussi été observés:

- plus la pression utilisée est élevée, plus il est possible d'utiliser des membranes de petites mailles, plus le volume filtré est important, meilleur le rendement est et plus la siccité des boues épaissies est élevée. Toutefois, ceci est vrai sous réserve de l'absence des phénomènes imprévisibles de crevaision du filtre;
- le rendement du filtre est meilleur au cours de la première phase de filtration qu'au cours de celle qui suit le lavage;
- lors du lavage gravitaire à contre-courant du filtre, il se produit un phénomène de re-filtration du volume de l'effluent qui se trouve au-dessus de la membrane; entraînant le colmatage de la face supérieure de la membrane;
- plus la siccité des boues est élevée, plus il est difficile faire la séparation solide-liquide;

- les billes de plastique permettent le décolmatage rapide des boues et facilitent le lavage gravitaire à contre-courant du filtre;
- les lavages intermédiaires allongent les durées de fonctionnement du filtre.

RECOMMANDATIONS

Vu les résultats et les problèmes rencontrés au cours de l'ensemble des tests se rapportant à ce projet de recherche, les recommandations suivantes sont proposées:

ÉVALUATION DES GÉOTEXTILES

- mener une autre étude plus raffinée avec la Biotour Séquencée, sous forme de pilote de laboratoire afin de mieux préciser le pourcentage optimal des fibres hydrophiles à adopter. Cela devant se faire dans des conditions similaires à celles du pilote pleine échelle, soit avec exposition de la biomasse fixée à l'air libre à une fréquence régulière. L'influence de l'épaisseur et du type, la résistance mécanique à long terme, la biodégradabilité à long terme du géotextile pourront aussi faire l'objet d'autres études;
- utiliser un système automatique qui, avec une sonde de pH déterminera les seuils critiques pour commencer et arrêter l'ajout de l'acide chlorhydrique afin de mieux contrôler le pH dans le réacteur;
- réduire la défloculation par l'utilisation des diffuseurs de haute performance, ainsi que d'autres moyens tels que l'aération sous pression et l'aération à l'oxygène pur.

SÉPARATION SOLIDE-LIQUIDE

- modifier le pilote de manière améliorer l'auto-nettoyage en permettant un lavage tangentiel plutôt qu'à contre-courant;

- employer des pressions assez élevées pour permettre la réalisation de la filtration avec des membranes de mailles réduites afin d'atteindre les résultats recherchés en enlèvement des MES;
- maintenir la filtration ascendante ou horizontale
- utiliser une pompe à déplacement positif à débit variable;
- employer un débitmètre pour mieux contrôler le débit à travers la membrane.

BIOTOUR SÉQUENCÉE

- utiliser un pilote de laboratoire, fonctionnant dans des conditions presque comparables à celles du pilote pleine échelle pour vérifier la concordance des performances réelles du procédé avec celles visées;
- maximiser la quantité de la biomasse fixée en optimisant celle du géotextile dans le réacteur;
- utiliser les techniques et moyens les plus favorables au taux de transfert d'oxygène (aération sous-pression, oxygène pur, meilleurs aérateurs etc.) pour diminuer le débit d'air et l'énergie de mélange de la liqueur mixte.

BIBLIOGRAPHIE

ANTHONISEN A. C., R. C. LOEHR, T. B. S. PRAKASAM, ET E. G. SRINAM (1976). Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *Journal WPCF*, 48, (5), pp. 835 - 851.

APHA, AWWA et WEF (1995). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 18^e éd. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation, Washington, D.C.

BAKKE R., M. G. TRULER ET W.G. CHARACKLIS (1984). Activity of *Pseudomonas aeruginosa* biofilms : Steady state. *Biotechnology and Bioengineering*, 26, pp. 1418-1424.

BEAUBIEN A., E. TROUVE, V. URBAIN, D. AMAR ET J. MANEM (1994). Membrane bioreactors offer new solutions to old wastewater treatment problems. *Environmental Solutions*, 7, (12) pp. 34-36.

BENEFIELD D. L. ET C. W. RANDALL (1980). *Biological Process Design for Wastewater Treatment*. Prentice-Hall, Englewood-Cliffs, New Jersey. 526 p.

BOUCHARD CHRISTIAN (1990). *Séparation partielle en Ultrafiltration: étude expérimentale et simulation*. Thèse de doctorat. École Polytechnique de Montréal, département de génie chimique, Montréal, Québec.

BOURDON F. ET M. FAIVRE (1988). Microfiltration tangentielle des eaux souterraines d'origine karstique. *L'eau l'industrie, les nuisances*, 121.

BRIÈRE, F. G. (1992). *Introduction à la pollution des eaux ainsi qu'au traitement des eaux usées et potables*. Notes de cours 1.562. Ecole Polytechnique de Montréal, Mtl, Qc.

BRYERS, J. D. (1987). Biologically active surfaces: Processes governing the formation and persistence of biofilms. *Fifth International Water Pollution Research Conference*, San Francisco, California, U.S.A., II-14, pp. 1-8.

BUISSON H., ET A. L. ROLLIN (1989). The use of geosynthetics as bacteria support in fixed film bioreactors. *ASAE/CSAE Meeting Presentation*, paper No 892175, Quebec, June 1989.

CHARACKLIS, W. G. ET K. C. MARSHALL (1990). *Biofilms*. Wiley Series in Ecological and Applied Microbiology, N. Y., USA, 796 p.

CHEN W. F. (1995). *The Civil Engineering Handbook*. Purdue University, West Lafayette, Indiana.

COTÉ M. H. (1991). *Conception et développement d'un bioréacteur aérobie à écoulement lamellaire sur biomasse fixée à un textile non-tissé aiguilleté*. Mémoire de maîtrise ès sciences appliquées, département de Génie Chimique, École Polytechnique, Université de Montréal.

DEGRÉMONT (1989). *Mémento technique de l'eau*, 9^e éd., Degrémont, Paris, France.

DESJARDINS R. (1988). *Le traitement des eaux*. École Polytechnique de Montréal. 2^e éd. Montréal, Québec. 304 p.

DIETZ J.D. ET C.M. CHERNIAK (1985). *Buoyant media filtration, evaluation of new and emerging technologies in the metal finishing industry*, EPA / 600 / 2 - 85 / 072 - June 1985, pp. 13 - 28.

ECKENFELDER W.W., Jr (1982). *Gestion des eaux usées urbaines et industrielles: caractérisation - techniques d'épuration - aspects économiques*. Technique et Documentation, Lavoisier, Paris, France, 503 p.

ELLIS K. V., G. H. MORTIMER ET A. BERKTAY (1992). Biological wastewater treatment under the influence of pressure. *J. IWEM*, 6, pp. 468-474.

FANG H.H.P. et C.L.Y. YEONG (1993). Biological wastewater treatment reactors with fibrous packing. *Journal of Environmental Engineering*, ASCE, 119, (5), pp. 946-957.

GOODING C. H. (1985). Apply the membrane advantage. *Chemical Technology*, 15, (6), pp. 345 -348.

GRADY, C.P.L. Jr et H. C. LIM.(1980). *Biological wastewater treatment:Theory and applications*. M. Dekker, N.Y. 963 p.

GRASMICK A. et G. M. FAUP (1986). Un pas en avant dans l'intensification des procédés biologiques: la biofiltration , modélisation et mise en oeuvre. *Conférence présentée aux «Journées Information Eaux»*, Poitiers, 25 et 26 septembre 1986.

GRAU A., M. HAUESLER et W. SCHMITT (1993). Micro-straining as advanced treatment of wastewater applied to the main wastewater treatment plan in Wiesbaden. *Water Science and Technology*, 29, (12), pp. 237-245.

GRAY N. F. et M. A. LEARNER (1984). Estimation of film accumulation in percolating filters. Comparison of Methods. *Water Research*, 18, (12), pp. 1509-1513.

HABERER K. et S. NORMANN-SCHMIDT (1991). The Haberer process: Combining contact flocculation, filtration, and PAC adsorption. *Journal of the American Water Works Association*, 83, (9), pp. 82-89

INDUSTRIAL FABRICS CORPORATION (1989). *Quality Textiles for Industry*, 7160 Northland Circle, Minneapolis, MN 55428, USA, Bulletin No 22.

KERNER R. M. (1984). *Construction and geotechnical methods in foundation engineering*. McGraw-Hill Book Company, N.Y.

KIK SAMIR (1971). *Influence du diamètre des colonnes filtrantes sur les pertes de charge et sur la durée de la filtration*. Mémoire de maîtrise. École Polytechnique de Montréal, département de génie civil, Montréal, Québec.

LACHAT INSTRUMENTS (1992). Compendium of QuickChem methods approved by U.S. E.P.A Lachat Instruments, Milwaukee, Wisconsin.

LAVALLÉE H. C., L. BEAUDOIN, H. BUISSON et A. ZAIDI (1992). Utilisation des technologies d'ultrafiltration et de nanofiltration pour le traitement d'effluents papetiers. *Sciences et techniques de l'eau*, 25 (3), pp. 489-497.

LAISURE D., L. SUNG ET J.S. TAYLOR (1993). Fundamental membrane phenomena. *Desalination & Water Reuse*, 3, (3), pp. 45 - 49.

LEGUBE (1992). La matière organique naturelle. *notes de cours CIV6202*, École Polytechnique, Université de Montréal, pp. 1-63.

METCALF & EDDY (1991). *Wastewater engineering - Treatment, disposal and Reuse*. McGraw-Hill, New York, N.Y. 1334 p.

MLYNAREK J., J. LAFLEUR et A. ROLLIN (1990). Applications of biotextiles in domestic wastewater treatment. *Tech. Press in collaboration with the Center for Water Resources Studies*. Halifax, Nova Scotia. pp. 66-78.

MLYNAREK J., Y. BARABÉ, J.G. BISAILLON, G. MARCHAND et C. ROY (1993). Biotextile potential for domestic wastewater treatment. *Conférence Nationale Conjointe de la SCGC-ASCE sur le Génie Environnemental*, 12-14 juillet 1993. pp. 461-468.

NATUSCKA M. L. et T. WELANDER (1996). Reducing sludge production in aerobic wastewater treatment through manipulation of the ecosystem. *Wat. Res.*, 30, (8), pp. 1781-1790.

PEYTON B.M. et W.G. CHARACKLIS (1992). A statistical analysis of the effect of substrate utilisation and shear stress on the kinetics of biofilm detachment. *Biotechnology and Bioengineering*, 41, pp. 728-735.

REDDY M.P., K. R. PAGILLA, P. R. SENTHILNATHAN, H. W. JOHNSON et P. S. GOLLA (1994). Estimation of Biomass Concentration and Population Dynamics in a CaptorR Activated Sludge System. *Water Science and Technology*, 29, (7), pp. 149-152.

REIDER S. ET D. H. STENSEL (1986). Biologically enhanced oxygen transfer in a fixed-film system. *J.W.P.C.F.*, 58, (11), pp. 1066-1072.

RITTMANN B. E. ET P. L. MCCARTY (1978). Model of steady state biofilm kinetics. *Biotechnology and Bioengineering*, 22, pp. 2343 - 2357.

ROLLIN A. L. ET H. P. BUISSON (1988). Study of the relationship between biofilm development and geotextile structures. Technical report, École Polytechnique de Montréal, 1255 p.

ROLLIN A. L. ET G. LOMBARD (1988). Mechanisms affecting long-term filtration behavior of geotextiles. *Geotextiles and geomembranes*, 7, pp. 119-145.

SÉGUIN F. A., B. TREMBLAY, R. ZALOUM, P. LAVALLÉE et S. LAPOINTE (1993). Biofiltration pilot test at the Daishowa pulp and paper mill using the Biocarbone process. *Water Pollution Research Journal of Canada* 28, (3), pp.621-634.

SPEITEL G. E. JR ET F. A. DIGIANO (1987). Biofilm shearing under dynamic conditions. *Journal of Environmental Engineering*, 113, (3), June 1987, pp. 464 - 475.

SOTTON M. (1981). Différents types de géotextiles. *Matériaux et Constructions*, vol.14, N°. 82.

STUKENBERG J. R. ET J. C. HESBY (1991). Pilot testing the Haber process in the United states. *Journal of the American Water Works Association*, 83, (9), pp. 90-96.

THOMPSON M. A. (1992). The role of membrane filtration in drinking water treatment. In Seminar S5: Engineering consideration for design of membrane filtration facilities of drinking water supplies. *AWWA Annual Conference*.

TIAN C., ZHANG et P. L. BISHOP (1994). Density, porosity and pore structure of biofilms. *Wat. Res.*, 28, (11), pp. 2267-2277.

TRULEAR M. G. et W. G. CHARACKLIS (1982). Dynamic of biofilm processes. *Journal WPCF* 54, (9), pp. 1288 - 1301.

TRUONG TRI VU (1975). *Théorie de la filtration de l'eau à travers un lit filtrant uniforme appliquée appliquée au lit filtrant à gradation inverse*. Thèse de doctorat. École Polytechnique de Montréal, département de génie civil, Montréal, Québec.

TYAGI R. D. ET AL. (1992), Performance of RBC coupled to a polyurethane foam to biodegrade petroleum refinery wastewater. *Environment Pollution* 76, (61).

VALENTIS G. (1988). Épuration par cultures fixées sur support geotextile. *Thèse de doctorat* soutenue le 23 novemebre 1988 à l'École Nationale des Ponts et Chaussées .

VALENTIS G. et J. LESAVRE (1990). Wastewater treatment by attached growth micro-organisms on a geotextile support. *Water Science and Technology*, 22, (1/2), pp. 43-51.

WILLIAMSON K. et P. L. McCARTY (1976). A model of substrate utilisation by bacterial films. *Journal WPCF*, 48, (1), pp. 9 - 24.

WEF and ASCE (1990). *Operation of Municipal Wastewater Treatment Plants*. Manual of practice No. 11. Water Environment Federation, Alexandria, VA.

WEF and ASCE (1992). *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants*. Manual of practice No. 8. Water Environment Federation, Alexandria, VA.

ANNEXES

ANNEXE A

MÉTHODES ANALYTIQUES

MÉTHODES ANALYTIQUES

MATIÈRES EN SUSPENSION (MES).

Un filtre en fibre de verre (Whatmann 934 AH) de 1,2 µm est utilisé. Ce dernier est placé dans une nacelle et le tout est préalablement chauffé à 550 °C pendant 1 heure puis, refroidi dans un dessiccateur. Le poids après refroidissement est nommé P1 (g). Le filtre est ensuite utilisé pour filtrer un volume V (ml) d'échantillon. Il est ensuite replacé dans la nacelle et l'ensemble est placé dans un four à 105 °C. Après 1 heure, il est refroidi dans un dessiccateur puis pesé. Le poids obtenu est nommé P2 (g). La concentration des matières en suspension de l'échantillon considéré se calcule comme suit:

$$MES(mg/L) = \frac{P_2 - P_1}{V} \times 10^6. \text{ (APHA et al., 1995; méthode 2540 D)}$$

Les résultats obtenus ont présenté une erreur relative moyenne d'environ 7%.

MATIÈRES VOLATILES EN SUSPENSION (MVES).

Après la mesure des MES, la nacelle avec son contenu est portée à 550 °C pendant 20 minutes. Après refroidissement au dessiccateur, le poids obtenu est nommé P3 (g). Les matières volatiles en suspension sont calculées selon la formule:

$$MVES(mg/L) = \frac{P_2 - P_3}{V} \times 10^6 \text{ (APHA et al., 1995; méthode 2540 E)}$$

Cette valeur représente la fraction organique des solides en suspension et permet d'estimer la biomasse. L'erreur relative des résultats obtenus a été en moyenne de l'ordre de 7%.

DEMANDE CHIMIQUE EN OXYGÈNE (DCO).

L'analyse de la DCO est faite suivant la méthode de HACK qui est conforme à la méthode de digestion à reflux fermé (APHA et al., 1995; méthode 5220 D). Une portion d'échantillon est chauffée sur un banc de digestion à 150 °C pendant 2 heures. Ce chauffage se fait en présence d'acide sulfurique concentré avec un excès connu de dichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$) dans un tube hermétiquement fermé. Après digestion et refroidissement, un spectrophotomètre est utilisé pour déterminer la DCO. Cette détermination passe par la détermination du dichromate de potassium non réduit. L'erreur relative sur les analyses a été en moyenne d'environ 6%.

DEMANDE BIOLOGIQUE EN OXYGÈNE APRÈS 5 JOURS (DBO₅).

La détermination de la DBO₅ s'est réalisée suivant la méthode de HACK avec l'appareil BODTRACK™ APPARATUS. En plus de la biomasse naturelle contenue dans les eaux usées, des sachets commerciaux d'innoculum ont été utilisés. Des produits inhibiteurs de la nitrification ont été ajoutés pour éliminer l'interférence que pouvait apporter cette dernière sur la mesure de la DBO₅. Cette méthode est conforme à APHA et al. (1995), méthode 5210 B.

AZOTE TOTAL KJELDAHL (TKN).

Le processus commence par une digestion de type kjeldhal conventionnelle. En présence de l'acide sulfurique (H_2SO_4), du sulfate de potassium (K_2SO_4) et du sulfate de mercure ($HgSO_4$), l'azote organique et l'ammoniaque se transforment en sulfate d'ammonium. La digestion se passe sur un banc de digestion et dure environ une heure (APHA et al., 1995; méthode 4500-Norg B). Après la digestion, une portion du digestat est analysée dans l'auto-analyseur LACHAT QUICKCHEM AE suivant la méthode QuickChem 10-107-06-2-D (Lachat Instruments, 1992). Dans l'autoanalyseur, le pH acide de l'échantillon digéré est rendu alcalin par ajout d'un tampon basique qui

transforme l'ion ammonium en ammoniaque; lequel est chauffé en présence du salicylate de sodium et d'hypochlorite de sodium pour produire un composé bleu, proportionnel à la concentration de NH_3 . Cette concentration est mesurée par un colorimètre à 660 nm. La déviation standard a été de 1%.

AZOTE AMMONIACAL ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$).

La détermination de l'azote ammoniacal a été faite suivant APHA et al. (1995); méthode 4500- NH_3 C. À un volume d'échantillon V_E de 25 ml, on ajoute 25 ml de tampon borate, quelques gouttes de phénolphthaléine et 6 gouttes d'hydroxyde de sodium (NaOH) 6N. Le tout est placé dans un matra (tube pyrex), installé sur un distillateur Buchi 323 et distillé pendant 6 minutes. Le distillat est recueilli dans une fiole contenant 50 ml d'acide borique (H_3BO_3 , 20 g/l) et 0,5 ml d'indicateur mixte. Après la distillation, le contenu de la fiole est titré avec 0,02N jusqu'à coloration mauve rouge. Le volume total $V_{\text{H}_2\text{SO}_4}$ est noté. La concentration de l'azote ammoniacal est déterminée comme suit:

$$\text{NH}_3 - \text{N}(\text{mg} / \text{L}) = \frac{V_{\text{H}_2\text{SO}_4} \times 0,28 \times 1000}{V_E}$$

La limite de détection est de 0,05 mg N/l et la déviation standard de 5%.

NITRITES (NO_2^-) ET NITRATES (NO_3^-).

Les ions nitrates sont quantitativement réduits en nitrites par passage de l'échantillon sur une colonne au cadmium granulaire plaquée de cuivre. Les nitrites de départ et les nitrates réduits en nitrites sont ensuite traités avec le sulfamide et puis du «n-(1-naphtyl)éthylène diamine dihydro-chlorure». Ce dernier produit permet de produire un complexe coloré de couleur magenta dont l'intensité est proportionnelle à la concentration des nitrites. Un colorimètre à 550 nm est ensuite utilisé pour déterminer la concentration qui est faite de la somme des nitrites et des nitrates de l'échantillon

considéré. Pour mesurer juste la concentration des nitrites de l'échantillon, on contourne tout simplement la colonne au cadmium dans laquelle les nitrates sont transformés en nitrites. L'appareil utilisé est un QuickChem AE.

La limite de détection est de 0,005 mg N/l et la déviation standard a été de 1%.

(Lachat, 1992).

PHOSPHORE TOTAL (P_T).

L'analyse du P_T commence par une digestion de type kjeldhal conventionnelle telle que décrite dans le cas du TKN. Après la digestion, le digestat est complété à 20 ml par l'eau de dilution et une portion est analysée dans l'auto-analyseur LACHAT QUICKCHEM AE suivant la méthode QuickChem 10-115-01-1-C. La digestion transforme les différentes formes de phosphore en orthophosphates. L'ion PO_4^{3-} réagit avec du molybdate d'ammonium et de l'antimonyl-potassium tartrate en milieu acide pour former un complexe. Ce complexe est ensuite réduit avec l'acide ascorbique pour former un composé bleu. Ce dernier permet dans l'auto-analyseur LACHAT QUICKCHEM AE de mesurer la concentration du P_T en utilisant son colorimètre à 880 nm.

La limite de détection est de 0,01 mg P/l et la déviation standard de 2%.

(Lachat, 1992).

HUILES ET GRAISSES (H&G).

On utilise un volume d'échantillon compris entre 250 et 1000 ml. Cet échantillon est ensuite acidifié avec de l'acide chlorhydrique (1:1) jusqu'à un pH inférieur ou égal à 2. Après ajout de 50 ml de Fréon, l'ensemble est brassé vigoureusement pendant 5 minutes. Après décantation de la phase organique, on recueille cette dernière dans un erlenmeyer de 125 ml préalablement tarée et surmonté d'un entonnoir contenant un

papier filtre whatman # 40 et du Na_2SO_4 pour absorber l'eau. Cette extraction est faite 2 fois. On fait ensuite une évaporation sur bain-marie à 70 °C puis, un séchage au dessiccateur pendant 30 minutes. L'accroissement du poids de la fiole est dû aux huiles et graisses (APHA et al., 1995; méthode 5520 B).

ALCALINITÉ.

La mesure de l'alcalinité totale a été faite selon la méthode 2320 de APHA et al., (1995). On titrait 50 ml d'échantillon avec de l'acide sulfurique (0,02 N) jusqu'à pH = 4,5 et on notait le volume d'acide B (ml). Ensuite, on continuait le titrage jusqu'à pH = 4,2 et on notait le volume total écoulé C (ml). L'alcalinité se calculait suivant la formule:

$$\text{Alcalinité} - \text{totale}(\text{mgCaCO}_3 / \text{L}) = \frac{(2 \times B - C) \times N \times 50000}{50\text{ml}(\text{échantillon})}$$

pH.

La mesure du pH au laboratoire se faisait avec un pH-mètre Fisher Accumet 810 mini d'une électrode à pH à corps de polymère rempli d'une solution gélifiée d'électrolyte (4 kCl saturé avec AgCl). Sur le site, le pH se mesurait avec un pH-mètre à microprocesseur «pH 320» de WTW (Wissenschaftlich Technische Werkstätten, Allemagne). La précision de ces appareils est de l'ordre de $\pm 0,02$ unité.

OXYGÈNE DISSOUS (O.D).

L'oxygène dissous se mesurait directement avec un oxymètre à microprocesseur «Oxi 320/SET» de WTW (Wissenschaftlich Technische Werkstätten, Allemagne). Pour les concentrations d'oxygène dissous allant de 0,00 à 19,99 mg/l, la résolution de cet appareil est de 0,01 mg/l.

INDICE DE VOLUME DES BOUES (IVB).

Il s'agit ici d'un paramètre qui a permis d'estimer la qualité de décantation de la biomasse. Dans un cylindre de 500 ml on mettait 400 ml de boues bien mélangées. Après 30 minutes, on mesurait le volume V_B (ml) de boues accumulées au fond du cylindre. Connaissant la concentration des matières en suspension (MES), l'indice de volume des boues se calcule comme suit:

$$IVB(L/g) = \frac{V(ml) / 0,4L}{MES(mg/L)} \times 1000$$

Il s'agit d'une méthode adaptée de APHA et al., 1995; méthode 2710 D.

ANNEXE B**PROTOCOLE DU TEST DE DRAINAGE ET DE MESURE DE LA
BIOMASSE FIXÉE SUR LES GÉOTEXTILES.**

PROTOCOLE DU TEST DE DRAINAGE ET DE MESURE DE LA BIOMASSE FIXÉE SUR LES GÉOTEXTILES.

A la fin des essais, on a procédé au test de drainage des géotextiles suivi de la mesure de la biomasse fixée.

TEST DE DRAINAGE DES GÉOTEXTILES

Le test de drainage avait pour principal objectif d'apprécier la capacité de perdre de l'eau - tant par ruissellement que par évaporation - une fois que la tour est vide. Le test s'est réalisé dans des conditions identiques pour l'ensemble des 4 géotextiles. À la fin des expériences, le géotextile supportant la biomasse est sorti de la liqueur mixte et placé dans un béccher dont le poids a été préalablement mesuré. Le poids de l'ensemble «béccher + géotextile + support» est mesuré au départ. Ensuite, à certains temps précis donnés, le poids du même ensemble «béccher + géotextile + support» ainsi que celui du «béccher plus l'eau sortie du géotextile» sont mesurés. La mesure de ce dernier poids se fait tout simplement en plaçant le béccher sur la balance et en soulevant le géotextile. L'essai de drainage a duré 24 heures. Étant donné que le poids du support avait été mesuré avant le début des essais, on peut calculer à chaque instant le poids de la biomasse humide ainsi que le poids de l'eau perdue. Les résultats compilés se trouvent ci-dessous. À chaque pesée, la diminution du poids total était considérée comme l'eau perdue par évaporation.

Tableau B.1: Résultats du test de drainage des géotextiles

Temps (mn.)	Eau évaporée R1 (ml)	Eau évaporée R2 (ml)	Eau évaporée R3 (ml)	Eau évaporée R4 (ml)	Eau ruisselée R1 (ml)	Eau ruisselée R2 (ml)	Eau ruisselée R3 (ml)	Eau ruisselée R4 (ml)
0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	0	0	0	0	4.6	5.6	5.5	2.3
5	2.2	2.1	0.3	0.4	9	12.3	14.9	8
10	2.6	2.4	0.8	0.8	11.7	17.7	20.5	10.9
15	2.9	2.7	1.3	1.3	13.5	19.5	24	12.9
30	3.9	3.7	2.5	2.7	17.3	25.2	30.9	17.7
45	4.8	4.6	3.9	3.9	20.2	28.6	35.5	21
60	5.5	4.9	5	5.1	22.5	31.4	38.6	23.7
90	7.7	7	7.3	7.3	26.5	35.6	43.5	27.4
120	9.9	9	10.1	9	29.8	38.6	46.8	30.5
150	12.1	11.6	12.2	11.5	32.7	41.3	49.1	32
180	14.3	13.1	14.8	13.8	35.6	43.7	50.4	33.2
210	16.8	15.6	17.7	15.2	37.5	45.4	51.6	34.8
240	18.7	18.1	18.5	17.2	39.1	46.4	53.2	34.7
1440	92.8	93.4	80	77.6	50.1	52.7	58.3	31.3

MESURE DE LA BIOMASSE FIXÉE

Après 24 heures de drainage, le géotextile est soigneusement fendu et sorti de son support. Il est ensuite placé sur du papier aluminium préalablement taré. L'ensemble est placé à 105 °C dans un four pendant 24 heures. Après refroidissement complet au dessiccateur, on mesure le poids total du géotextile. Connaissant le poids sec du

géotextile au début des essais, l'augmentation du poids représente la masse sèche de la biomasse fixée. Le résumé des résultats est présenté ci-contre.

Tableau B.2: Mesure de la biomasse fixée

	Réacteur "1"	Réacteur "2"	Réacteur "3"	Réacteur "4"
Surface géotextile*(m ²)	0.0345	0.0345	0.0345	0.0345
M fixé 105 ° C tot ** (g)	12.5	14.8	10.7	11.4
Biomasse fixée*** (g)	10.02	11.81	8.52	9.11
Biomasse fixée (g/m ²)****	290	342	247	264

Note: * = Surface plane du géotextile

** = Masse sèche totale à 105 ° C

*** = Masse estimée avec le rapport MVES/MES =0,8

**** = Biomasse fixée sur chaque mètre carré de géotextile

ANNEXE C**TESTS DE STABILISATION DU pH DE LA LIQUEUR MIXTE DES
RÉACTEURS POUR L'ÉVALUATION DES GÉOTEXTILES**

TESTS DE STABILISATION DU pH DE LA LIQUEUR MIXTE DES RÉACTEURS D'ÉVALUATION DES GÉOTEXTILES

INTRODUCTION

On a noté lors de l'opération des réacteurs visant la détermination du meilleur géotextile que le pH initial de l'affluent qui se situait en moyenne autour de 6,7 s'élevait constamment dans les réacteurs et pouvait aller jusqu'à atteindre 8,5. La plage optimale de pH pour le bon fonctionnement des boues activées se situe entre 6,5 et 7,5. Sachant cela, on a soupçonné que les problèmes que connaissait le pilote pouvaient être dus (ne serait-ce qu'en partie) à cette élévation exagérée de pH. Parmi lesdits problèmes, on peut citer le faible enlèvement des polluants et la biomasse défloculée qui décante très mal. Afin de tamponner la liqueur mixte des réacteurs de manière à maintenir le pH entre 6,5 et 7,5, des tests en laboratoire dont le rapport suit ont été réalisés à l'École Polytechnique les 12, 16, 17 et 19 septembre 1996.

I. OBJECTIFS

L'objectif principal des tests a été de trouver une façon de tamponner le pH de l'affluent des réacteurs de façon à maintenir le pH dans les réacteurs entre 6,5 et 7,5 pendant tout le cycle de fonctionnement.

II. MATÉRIEL ET MÉTHODE UTILISÉS

Pour effectuer ces tests, nous avons utilisé le matériel suivant:

- des béchers de 1000 ml,
- des pierres poreuses reliées par tuyauterie au circuit d'amenée d'air du laboratoire de l'École Polytechnique,
- les liqueurs mixtes fraîches des réacteurs de détermination du meilleur géotextile,
- l'affluent desdits réacteurs
- un chronomètre
- le bicarbonate de soude (NaHCO_3),
- le phosphate monobasique de potassium (KH_2PO_4),
- le carbonate de calcium (CaCO_3),
- l'acide phosphorique (H_3PO_4),
- l'acide chlorhydrique (HCl , 1N.)

Chaque test consistait à conditionner l'affluent de la manière décidée et de le mélanger à la liqueur mixte dans les mêmes proportions que pour le fonctionnement réel des réacteurs. Les volumes utilisés dans tous les cas ont été de 450 ml de liqueur mixte et 150 ml d'affluent conditionné. Cela respectait un rapport de renouvellement de la liqueur mixte de un quart tel que dans les réacteurs. Après mélange, on procédait à

l'aération jusqu'à la fin des tests. Au cours du déroulement de l'expérience, le pH était noté à certains moments précis.

Les tests qui ont été réalisés sont les suivants:

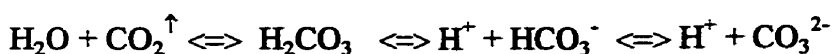
- TEST1 : ajout de 4000 mg CaCO_3 /l d'alcalinité directement sous forme de CaCO_3
- TEST2 : ajout de 2000 mg CaCO_3 /l d'alcalinité directement sous forme de CaCO_3 plus 100 mg P/l sous forme de KH_2PO_4 ,
- TEST3 : ajout de 2000 mg CaCO_3 /l d'alcalinité directement sous forme de NaHCO_3 plus 40 mg P/l sous forme de H_3PO_4 ; ensuite le pH est ramené à 6,5 par l'acide chlorhydrique,
- TEST4 : ajout de 2000 mg CaCO_3 /l d'alcalinité directement sous forme de NaHCO_3 plus 40 mg P/l sous forme de H_3PO_4 ; ensuite le pH est ramené à 6 par l'acide chlorhydrique,
- TEST5 : ajout de 10 000 mg CaCO_3 /l d'alcalinité directement sous forme de NaHCO_3 plus 40 mg P/l sous forme de H_3PO_4 ; ensuite le pH est ramené à 6,5 par l'acide chlorhydrique,
- TEST6 : ajout de 10 000 mg CaCO_3 /l d'alcalinité directement sous forme de NaHCO_3 plus 40 mg P/l sous forme de H_3PO_4 ; ensuite le pH est ramené à 6 par l'acide chlorhydrique,
- TEST7 : ajout de 40 mg P/l sous forme de H_3PO_4 ; ensuite le pH est ramené à 5 avec l'acide chlorhydrique,

- TEST8 : ajout de 40 mg P/l sous forme de H_3PO_4 ; ensuite le pH est ramené à 4 avec l'acide chlorhydrique,
- TEST9 : ajout de 40 mg P/l sous forme de H_3PO_4 ; ensuite le pH est ramené à 3 avec l'acide chlorhydrique,
- TEST10 : ajout de 40 mg P/l sous forme de H_3PO_4 ;
- TEST : le pH de l'ensemble du b cher est ram n  à 6,5 au début, après 2 heures et après 4 heures,
- TEST12 : pas d'ajout ni dans l'affluent, ni dans la liqueur mixte; toutefois, il y a aération.

III. RÉSULTATS - DISCUSSION

Les différentes conditions testées et les résultats obtenus sont regroupés dans le tableau suivant.

Le récapitulatif des résultats montre qu'aucun des tests réalisés n'a permis de maintenir le pH dans la plage comprise entre 6,5 et 7,5; même pour la simple durée de 4 heures au terme de laquelle le pH se trouve déjà au-dessus de 8. L'explication qu'on peut jusqu'à présent donner à cela est le dégazage du CO_2 qui est en équilibre dans l'eau suivant l'équation:



En effet, le dégazage du CO_2 entraîne un déplacement de l'équilibre vers la gauche.

Tableau C.1 : Stabilisation du pH de la liqueur mixte - résultats

TEMPS	TEST1	TEST2	TEST3	TEST4	TEST5	TEST6
Avant mélange	8,41	8,46	7,44	7,44	7,45	7,36
Après mélange	8,35	8,43	6,9	6,54	6,79	6,34
t = 1 h	-	-	7,92	7,96	8,25	8,32
t = 2 h	8,63	8,34	-	-	-	-
t = 4 h	8,7	8,33	8,3	8,2	8,6	8,62
t = 13 h	-	-	8,38	8,44	8,69	8,74
t = 16 h	8,88	8,86	-	-	-	-
TEMPS	TEST 7	TEST 8	TEST 9	TEST 10	TEST 11*	TEST 12
Avant mélange	8,31	8,28	8,26	8,27	8,41	8,39
Après mélange	7,27	7,07	6,87	7,42	8,34	8,34
t = 1 h	7,98	7,95	7,95	8,12	-	-
t = 2 h	8,27	8,3	8,18	8,21	8,26	8,64
t = 4 h	8,38	8,39	8,25	8,23	8,03	8,65
t = 13 h	-	-	-	-	-	-
t = 16 h	8,59	8,68	8,65	8,58	7,66	8,86

Note: * - au début le pH est ramené de 8,34 à 6,5 avec 3,5 ml de HCl (1N)

- à t = 2 h le pH est ramené de 8,26 à 6,5 avec 2 ml de HCl (1N)

- à t = 4 h le pH est ramené de 8,03 à 6,5 avec 1 ml de HCl (1N)

Ce qui entraîne un appauvrissement de la liqueur mixte en ion H^+ . Avec le départ des ions H^+ , les molécules d'eau recherche constamment un nouvel équilibre suivant l'équation



L'appauvrissement en ions H^+ entraîne donc un relâchement des ions OH^- par les molécules d'eau. Voilà ce qui, en plus d'autres phénomènes biotiques et même abiotiques expliquerait la montée du pH dans les réacteurs.

CONCLUSION - RECOMMANDATIONS

Les conclusions suivantes sont tirées de l'ensemble des tests réalisés en laboratoire en vue de tamponner le pH dans les réacteurs servant à la détermination du meilleur géotextile:

- le pH monte dans tous les cas très rapidement et dépasse 8,0 en moins de 4 heures,
- aucun test mené ne permet donc d'opérer dans la plage de pH recherchée.

Pour pouvoir donc contrôler le pH dans les réacteurs, la méthode qui s'offre actuellement et c'est celle que nous recommandons est le dosage à l'acide chlorhydrique par un système automatiquement qui saura à travers une sonde de pH déterminer les seuils critiques pour commencer et arrêter le dosage.

ANNEXE D

RÉSULTATS

SECTION D.1 : Résumé des résultats d'évaluation des géotextiles

**SECTION D.2 : Correction du pH de l'affluent et débit des eaux usées à
l'abattoir Forget.**

**Tableau D.1: Correction du pH des eaux usées de l'abattoir
Forget.**

**Tableau D.2: Suivi du débit des eaux usées produites à l'abattoir
Forget.**

SECTION D.4 : Résultats bruts des essais de filtration

SECTION D.1 : Résumé des résultats d'évaluation des géotextiles

Tableau D 1.1: Résumé des résultats d'évaluation des géotextiles

PHASE 1:		2 cycles/d; vidange au 1/4				Durée d'un Cycle : 12 heures			
DATE		14/02/96				21/02/96			
		Réacteurs 1, 2, 3 et 4				Réacteurs 1, 2, 3 et 4			
AFFLUENT									
MES (mg/l)			710				840		
MVES (mg/l)			660				798		
DCOt (mg/l)			5092				7132		
DCOf (mg/l)			3507				4493		
DBOSt (mg/l)			-				-		
DBOSf (mg/l)			-				-		
(NH3+NH4 ⁺) (mg N/l)			36				86		
TKNf (mg/l)			417				526		
TKNf (mg/l)			-				-		
NO3 ⁻ (mg/l)			-				49		
NO2 ⁻ (mg/l)			-				-		
Ptt (mg/l)			6				16		
Ptt (mg/l)			0.76				1.8		
H & G (mg/l)			-				-		
pH			6.73				6.53		
TEMP. °C			21				21		
Alc. (mg/l CaCO3)			336				364		
DBOSt/TKNf/Ptt			-70/1				-33/1		
LIQUEUR MIXTE		Réact.1	Réact.2	Réact.3	Réact.4	Réact.1	Réact.2	Réact.3	Réact.4
MES (mg/l)		2030	1410	1510	3162	2012	1762	1433	1250
MVES (mg/l)		1740	1300	1200	2871	1850	1592	1333	1200
DCOt (mg/l)		5776	2763	3013	3158	3289	3303	3961	3895
DCOf (t=0) (mg/l)		1015	1064	1163	1202	1567	1824	2184	1814
DCOf (t=1h) (mg/l)		-	-	-	-	-	-	-	-
DCOf (t=fin) (mg/l)		184	250	382	434	592	934	1414	921
DBOSt (mg/l)		-	-	-	-	810	1370	1060	1060
DBOSf (mg/l)		-	-	-	-	-	-	-	-
(NH3+NH4 ⁺) (mg N/l)		234	220	220	237	296	287	260	267
NH3+ libre (mg N/l)**		32	39	29	29	21	15	16	17
TKNf (mg/l)		420	395	389	515	521	497	504	479
TKNf (mg/l)		-	-	-	-	-	-	-	-
NO3 ⁻ (mg/l)		-	-	-	-	58	51	45	47
NO2 ⁻ (mg/l)		-	-	-	-	-	-	-	-
Ptt (mg/l)		10	6.5	22	34	22	19	21	18
Ptt (mg/l)		0.72	0.36	< 0.10	< 0.10	0.12	0.12	< 0.10	< 0.12
H & G (mg/l)		-	-	-	-	-	-	-	-
pH		8.39	8.50	8.38	8.34	8.10	7.98	8.03	8.05
TEMP(°C)		20	20	20.3	20.2	20.8	20.6	20.5	20.7
O.D (mg/l)		3.62	4.72	2.04	2.92	3.04	3.3	2.25	2.2
Alc. (mg/l CaCO3)		854	958	1944	1076	1240	1076	1264	1170
Fluo/Surgéant		periturbide	periturbide	periturbide	periturbide	periturbide	periturbide	periturbide	periturbide
IVB (ml/g)***		-	-	-	-	-	-	-	-
NITRIFICATION									
NO3produits (mg/l)		-	-	-	-	9	21	01	0
ENLEVEMENT									
DCOf (%)		95	93	89	88	87	79	69	80
DBOSt (%)		-	-	-	-	-	-	-	-
TKNf (%)		-	-	-	-	-	-	-	-
Ptt (%)		5	53	100	100	93	93	100	100
H & G %		-	-	-	-	-	-	-	-
REACTEURS									
Kg DCO/m3.d		3	3	3	3	4	4	4	4
Kg DCO/m2.d		0.07	0.07	0.07	0.07	0.10	0.10	0.10	0.10
Kg DBO5/m3.d		-	-	-	-	-	-	-	-
Kg DBO5/m2.d		-	-	-	-	-	-	-	-
m3/m3.d		0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
TRH (d)		2	2	2	2	2	2	2	2
Ynet****		0.35	0.27	0.25	0.62	0.28	0.26	0.23	0.19
PERFORMANCES		DBOSeff. <= 30 mg/l				MESeff. <= 30 mg/l		IVB <= 100 ml/g	

Note : * : Valeur calculée;

** : Valeur calculée avec la constante d'ionisation de NH4⁺

*** : Mesuré avec 400 ml de boues dans un cylindre de 500 ml

**** : g MVES produit / g de DCOt enlevé

Tableau D 1.1: Résumé des résultats d'évaluation des géotextiles (suite)

PHASE 1:		2 cycles/d; vidange au 1/4				Durée d'un Cycle : 12 heures			
DATE		28/08/96				04/09/96			
		Réacteurs 1, 2, 3 et 4				Réacteurs 1, 2, 3 et 4			
AFFLUENT									
MES (mg/l)		580				640			
MVES (mg/l)		400				620			
DCOt (mg/l)		6053				4816			
DCOf (mg/l)		4329				3447			
DBOSt (mg/l)		5240				4240			
DBOSf (mg/l)		2560				2120			
[NH3+NH4 ⁺] (mg N/l)		52				40			
TKNt (mg/l)		314				-			
TKNf (mg/l)		-				-			
NO3 ⁻ (mg/l)		15				22			
NO2 ⁻ (mg/l)		-				-			
Ptt (mg/l)		20				15			
Ptf (mg/l)		9.9				13			
H & G (mg/l)		191				-			
pH		6.70				6.44			
TEMP. °C		17				20			
Alc.(mg/l CaCO3)		292				300			
DBOSf/TKNf/Ptt		100/6/0.4				100/-/0.35			
LIQUEUR MIXTE		Réact.1	Réact.2	Réact.3	Réact.4	Réact.1	Réact.2	Réact.3	Réact.4
MES (mg/l)		2650	1804	2340	1640	1912	2058	2260	2170
MVES (mg/l)		2333	1615	2040	1400	1525	1858	1890	1980
DCOt (mg/l)		3737	5079	4711	5092	3789	5092	5421	4487
DCOf (t=0) (mg/l)		1561	1334	1670	1285	1114	1834	2278	2165
DCOf (t=1h) (mg/l)		987	1316	1007	1296	743	1355	1822	2026
DCOf (t=fin) (mg/l)		638	336	783	270	336	1296	1888	1737
DBOSt (mg/l)		2560	2500	2560	2310	2620	3180	3500	2370
DBOSf (mg/l)		-	496	256	288	1333	1067	1296	400
[NH3+NH4 ⁺] (mg N/l)		180	208	194	175	269	263	293	215
NH3+ libre (mg N/l)**		19	28	27	30	17	21	4	18
TKNt (mg/l)		594	423	459	417	454	490	504	448
TKNf (mg/l)		-	-	-	-	-	-	-	-
NO3 ⁻ (mg/l)		13	17	16	16	22	19	17	13
NO2 ⁻ (mg/l)		-	-	-	-	-	-	-	-
Ptt (mg/l)		22	20.5	25.3	20.8	24	27	28	24
Ptf (mg/l)		1.3	1.7	1.2	0.8	9	9	12	2
H & G (mg/l)		112	76.5	89	157	-	-	-	-
pH		8.28	8.38	8.40	8.48	8.05	8.15	7.41	8.17
TEMP(°C)		16.5	16.3	16.3	16.2	19.4	19.3	19.1	19.2
O.D (mg/l)		0.16	2.01	2.47	4.23	0.23	0.14	0.3	0.25
Alc.(mg/l CaCO3)		976	1024	1098	920	992	1044	1048	930
Floc/Sumageant		peut/turbide	peut/turbide	peut/turbide	peut/turbide	peut/turbide	peut/turbide	peut/turbide	peut/turbide
IVB (ml/g)***		-	-	-	-	-	-	-	-
NITRIFICATION									
NO3produits (mg/l)		0	2	1	1	0	0	0	0
ENLEVEMENT									
DCOf (%)		85	92	82	94	90	62	45	50
DBOSf (%)		-	81	90	89	37	50	39	81
TKNf (%)		-	-	-	-	-	-	-	-
Ptt (%)		87	83	88	92	31	31	8	85
H & G %		41	60	53	18	-	-	-	-
REACTEURS									
Kg DCO/m3.d		3	3	3	3	2	2	2	2
Kg DCO/m2.d		0.09	0.09	0.09	0.09	0.07	0.07	0.07	0.07
Kg DBO5/m3.d		3	3	3	3	2	2	2	2
Kg DBO5/m2.d		0.08	0.08	0.08	0.08	0.06	0.06	0.06	0.06
m3/m3.d		0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
TRH (d)		2	2	2	2	2	2	2	2
Ynet****		0.43	0.28	0.39	0.24	0.34	0.53	0.65	0.64
PERFORMANCES		DBO5eff. <=30 mg/l				MESeff. <= 30 mg/l		IVB <=100 ml/g	

Note : * : Valeur calculée;

** : Valeur calculée avec la constante d'ionisation de NH4⁺

*** : Mesuré avec 400 ml de boues dans un cylindre de 500 ml

**** : g MVES produit / g de DCOt enlevé

Tableau D 1.1: Résumé des résultats d'évaluation des géotextiles (suite)

PHASE 1:		2 cycles/d; vidange au 1/4				Durée d'un Cycle : 12 heures			
DATE		11/09/96				18/09/96			
		Réacteurs 1, 2, 3 et 4				Réacteurs 1, 2, 3 et 4			
AFFLUENT									
MES (mg/l)		650				411			
MVES (mg/l)		617				397			
DCOt (mg/l)		5171				3592			
DCOf (mg/l)		3704				2586			
DBOSt (mg/l)		4120				2620			
DBOSf (mg/l)		2060				1750			
[NH3+NH4 ⁺] (mg N/l)		27				29			
TKNt (mg/l)		253				261			
TKNf (mg/l)		-				178			
NO3 ⁻ (mg/l)		30				16			
NO2 ⁻ (mg/l)		-				-			
Ptt (mg/l)		12				12			
Ptf (mg/l)		9				10			
H & G (mg/l)		-				-			
pH		6.81				7.15			
TEMP. °C		18				15			
Alc. (mg/l CaCO3)		344				360			
DBOSt/TKNt/Ptt		100/6/0.29				100/10/0.46			
LIQUEUR MIXTE		Réact.1	Réact.2	Réact.3	Réact.4	Réact.1	Réact.2	Réact.3	Réact.4
MES (mg/l)		2632	2409	3010	1881	1475	1421	1766	1486
MVES (mg/l)		2379	2157	2706	1729	1358	1553	1655	1415
DCOt (mg/l)		4237	3921	5408	3118	4434	4434	5132	4184
DCOf (t=0) (mg/l)		1114	1114	1326	1108	1727	1609	1574	1712
DCOf (t=1h) (mg/l)		902	763	1046	855	1368	1493	1322	1586
DCOf (t=fin) (mg/l)		250	250	533	243	1441	1283	1237	1421
DBOSt (mg/l)		2180	2560	3060	2120	2000	2180	2680	2650
DBOSf (mg/l)		267	96	299	133	1143	933	1075	1098
[NH3+NH4 ⁺] (mg N/l)		177	164	205	184	226	222	226	230
NH3+ libre (mg N/l)**		15	13	16	15	6	7	7	5
TKNt (mg/l)		328	300	360	282	281	247	274	288
TKNf (mg/l)		-	-	-	-	175	167	173	177
NO3 ⁻ (mg/l)		32	27	27	19	28	28	30	40
NO2 ⁻ (mg/l)		-	-	-	-	-	-	-	-
Ptt (mg/l)		30	26	27	22	18	21	21	20
Ptf (mg/l)		6	3	3	3	4	3	3	5
H & G (mg/l)		-	-	-	-	-	-	-	-
pH		8.18	8.16	8.15	8.22	7.70	7.75	7.76	7.57
TEMP(°C)		19.4	19.3	19.1	19.2	15.3	15.1	15	14.6
O.D (mg/l)		0.1	0.08	0.08	0.12	0.08	0.06	0.07	0.05
Alc. (mg/l CaCO3)		884	868	926	832	748	788	820	762
Floc/Surgeant		pepturbide	pepturbide	pepturbide	pepturbide	pepturbide	pepturbide	pepturbide	pepturbide
IVB (ml/g)***		-	-	-	-	593	465	425	521
NITRIFICATION									
NO3produits (mg/l)		2	0	0	0	12	12	14	24
ENLEVEMENT									
DCOf (%)		93	93	86	93	44	50	52	45
DBOSf (%)		87	95	85	94	35	47	39	37
TKNf (%)		-	-	-	-	1.7	6.2	2.8	0.6
Ptf (%)		33	67	67	67	60	70	70	50
H & G %		-	-	-	-	-	-	-	-
REACTEURS									
Kg DCO/m3.d		3	3	3	3	2	2	2	2
Kg DCO/m2.d		0.07	0.07	0.07	0.07	0.05	0.05	0.05	0.05
Kg DBO5/m3.d		2	2	2	2	1	1	1	1
Kg DBO5/m2.d		0.06	0.06	0.06	0.06	0.04	0.04	0.04	0.04
m3/m3.d		0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
TRH (d)		2	2	2	2	2	2	2	2
Ynet****		0.48	0.44	0.58	0.35	0.63	0.67	0.70	0.65
PERFORMANCES		DBO5eff. <= 30 mg/l				MESeff. <= 30 mg/l		IVB <= 100 ml/g	

Note : * : Valeur calculée;

** : Valeur calculée avec la constante d'ionisation de NH₄⁺

*** : Mesuré avec 400 ml de boues dans un cylindre de 500 ml

**** : g MVES produit / g de DCOt enlevé

Tableau D 1.1: Résumé des résultats d'évaluation des géotextiles (suite)

PHASE 1:		2 cycles/d; vidange au 1/4				Durée d'un Cycle : 12 heures			
DATE	25/09/96				02/10/96				
	Réacteurs 1, 2, 3 et 4				Réacteurs 1, 2, 3 et 4				
AFFLUENT									
MES (mg/l)	903				755				
MVES (mg/l)	882				672				
DCOt (mg/l)	5197				4013				
DCOf (mg/l)	3132				2303				
DBO5t (mg/l)	3620				2500				
DBO5f (mg/l)	870				1370				
[NH3+NH4 ⁺] (mg N/l)	31				23				
TKNt (mg/l)	285				287				
TKNf (mg/l)	301				244				
NO3 ⁻ (mg/l)	< 0,005				0,13				
NO2 ⁻ (mg/l)	< 0,005				0,196				
Ptt (mg/l)	31				33				
Ptf (mg/l)	30				28				
H & G (mg/l)	-				-				
pH	6,41				6,54				
TEMP. °C	13				16,1				
Alc.(mg/l CaCO3)	222				240				
DBO5u/TKNu/Ptt	100 / 7,90 / 0,86				100 / 11,5 / 1,32				
LIQUEUR MIXTE	Réact.1	Réact.2	Réact.3	Réact.4	Réact.1	Réact.2	Réact.3	Réact.4	
MES (mg/l)	2012	2456	1840	1975	2293	2328	1939	2070	
MVES (mg/l)	1789	1963	1650	1794	1798	1894	1647	1562	
DCOt (mg/l)	3605	3395	3474	3816	3566	3895	3092	3158	
DCOf (t=0)* (mg/l)	1375	1040	1518	1424	788	763	847	922	
DCOf (t=1h) (mg/l)	1072	730	1224	1118	493	520	507	526	
DCOf (t=fin) (mg/l)	789	342	980	855	283	250	362	461	
DBO5t (mg/l)	1500	1560	3370	-	1060	930	1500	1500	
DBO5f (mg/l)	60	41	125	120	12	12	24	12	
[NH3+NH4 ⁺] (mg N/l)	142	164	180	151	101	113	131	104	
NH3+ libre (mg N/l)**	12	11	13	13	8	10	10	8	
TKNt (mg/l)	252	280	319	258	251	245	304	259	
TKNf (mg/l)	94	153	154	104	99	112	129	102	
NO3 ⁻ (mg/l)	0,29	0,18	0,04	0,14	0,16	0,18	0,15	0,20	
NO2 ⁻ (mg/l)	0,016	0,015	0,014	0,015	0,023	0,041	0,04	0,028	
Ptt (mg/l)	31	30	41	31	45	43	52	47	
Ptf (mg/l)	3	9	8	4	23	24	27	23	
H & G (mg/l)	-	-	-	-	-	-	-	-	
pH	8,17	8,06	8,12	8,17	8,14	8,19	8,13	8,13	
TEMP(°C)	11	11	11	10,9	23,8	23,5	22,3	23,4	
O.D (mg/l)	6,71	3,1	2,48	6,51	3,64	5,27	2,9	4,07	
Alc.(mg/l CaCO3)	520	554	652	540	512	540	614	548	
Floc/Surnageant	petit trouble	petit trouble	petit trouble	petit trouble	petit trouble	petit trouble	petit trouble	petit trouble	
IVB (ml/g)***	93	76	102	95	55	54	64	60	
NITRIFICATION									
NO3produits (mg/l)	-	-	-	-	0	0	0	0	
ENLEVEMENT									
DCOf (%)	75	89	69	73	88	89	84	80	
DBO5f (%)	93	95	86	86	99	99	98	99	
TKNf (%)	68,8	49,2	48,8	65,4	59,4	54,1	47,1	58,2	
Ptt (%)	90	70	73	87	18	14	4	18	
H & G %	-	-	-	-	-	-	-	-	
REACTEURS									
Kg DCO/m3.d	3	3	3	3	2	2	2	2	
Kg DCO/m2.d	0,08	0,08	0,08	0,08	0,06	0,06	0,06	0,06	
Kg DBO5/m3.d	2	2	2	2	1	1	1	1	
Kg DBO5/m2.d	0,05	0,05	0,05	0,05	0,04	0,04	0,04	0,04	
m3/m3.d	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	
TRH (d)	2	2	2	2	2	2	2	2	
Ynet****	0,41	0,40	0,39	0,41	0,48	0,50	0,45	0,44	
PERFORMANCES	DBO5eff. <= 30 mg/l				MESeff. <= 30 mg/l		IVB <= 100 ml/g		

Note : * : Valeur calculée;

** : Valeur calculée avec la constante d'ionisation de NH4⁺

*** : Mesuré avec 400 ml de boues dans un cylindre de 500 ml

**** : g MVES produit / g de DCOt enlevé

Tableau D 1.1: Résumé des résultats d'évaluation des géotextiles (suite)

PHASE 1:		2 cycles/d; vidange au 1/4		Durée d'un Cycle : 12 heures			
DATE		09/10/96					
		Réacteurs 1, 2, 3 et 4					
AFFLUENT							
MES (mg/l)		249					
MVES (mg/l)		224					
DCOt (mg/l)		3632					
DCOf (mg/l)		1743					
DBO5t (mg/l)		-					
DBO5f (mg/l)		750					
[NH3+NH4 ⁺] (mg N/l)		17					
TKNt (mg/l)		196					
TKNf (mg/l)		170					
NO3 ⁻ (mg/l)		0.4					
NO2 ⁻ (mg/l)		0.03					
Ptt (mg/l)		36.8					
Ptd (mg/l)		33.7					
H & G (mg/l)		-					
pH		6.65					
TEMP. °C		13					
Alc.(mg/l CaCO3)		198					
DBO5t/TKNt/Ptt		- / 5,3 / 1					
LIQUEUR MIXTE		Réact.1	Réact.2	Réact.3	Réact.4		
MES (mg/l)		1511	1893	1479	1462		
MVES (mg/l)		1416	1637	1364	1375		
DCOt (mg/l)		2724	2855	3842	2368		
DCOf (t=0)* (mg/l)		618	535	782	663		
DCOf (t=1h) (mg/l)		329	303	645	539		
DCOf (t=fin) (mg/l)		243	132	461	303		
DBO5t (mg/l)		-	-	-	-		
DBO5f (mg/l)		1.2	1.2	1.2	1.2		
[NH3+NH4 ⁺] (mg N/l)		148	164	197	172		
NH3+ libre (mg N/l)**		19	25	26	23		
TKNt (mg/l)		283	310	358	288		
TKNf (mg/l)		125	142	170	150		
NO3 ⁻ (mg/l)		0.4	0.17	0.12	0.12		
NO2 ⁻ (mg/l)		0.455	0.03	0.011	0.037		
Ptt (mg/l)		46	45	47.8	40.4		
Ptd (mg/l)		22.8	21.7	24.3	21.8		
H & G (mg/l)		-	-	-	-		
pH		8.36	8.43	8.37	8.37		
TEMP(°C)		23.4	22.8	20.5	22.3		
O.D (mg/l)		3.13	5.3	4.66	4.48		
Alc.(mg/l CaCO3)		658	718	858	752		
Fluo/Surmajeant		perturbée	perturbée	perturbée	perturbée		
IVB (ml/g)***		83	66	84	86		
NITRIFICATION							
NO3produits (mg/l)		0	0	0	0		
ENLEVEMENT							
DCOf (%)		86	92	74	83		
DBO5f (%)		99.8	99.8	99.8	99.8		
TKNf (%)		26.5	16.5	0.0	11.8		
Ptd (%)		32	36	28	35		
H & G %		-	-	-	-	-	-
REACTEURS							
Kg DCO/m3.d		2	2	2	2		
Kg DCO/m2.d		0.05	0.05	0.05	0.05		
Kg DBO5/m3.d		-	-	-	-		
Kg DBO5/m2.d		-	-	-	-		
m3/m3.d		0.5	0.5	0.5	0.5		
TRH (d)		1	2	2	2		
Ynet****		0.42	0.47	0.43	0.41		
PERFORMANCES		DBO5eff. <= 30 mg/l		MESeff. <= 30 mg/l		IVB <= 100 ml/g	

Note: * : Valeur calculée;

** : Valeur calculée avec la constante d'ionisation de NH4⁺

*** : Mesuré avec 400 ml de boues dans un cylindre de 500 ml

**** : g MVES produit / g de DCOt enlevé

Tableau D 1.1: Résumé des résultats d'évaluation des géotextiles (suite)

PHASE 2:		4 cycles/d; vidange au 1/4				Durée d'un Cycle : 6 heures			
DATE		16/10/96				23/10/96			
		Réacteurs 1, 2, 3 et 4				Réacteurs 1, 2, 3 et 4			
AFFLUENT									
MES (mg/l)		490				518			
MVES (mg/l)		440				456			
DCOf (mg/l)		3605				3368			
DCOf (mg/l)		2020				2237			
DBO5t (mg/l)		1760				1990			
DBO5f (mg/l)		1400				1510			
[NH3+NH4 ⁺] (mg N/l)		18				24			
TKNt (mg/l)		234				221			
TKNf (mg/l)		188				197			
NO3- (mg/l)		< 0.01				< 0.01			
NO2- (mg/l)		< 0.01				< 0.01			
Ptt (mg/l)		37				42.4			
Ptt (mg/l)		29.3				39.3			
H & G (mg/l)		168				-			
pH		7.01				6.72			
TEMP. °C		8.7				10.7			
Alc.(mg/l CaCO3)		226				276			
DBO5f/TKNf/Ptt		100 / 13.3 / 2				100 / 11 / 2			
LIQUEUR MIXTE		Réact.1	Réact.2	Réact.3	Réact.4	Réact.1	Réact.2	Réact.3	Réact.4
MES (mg/l)		1846	1927	1565	1386	1995	2192	1820	1954
MVES (mg/l)		1660	1695	1458	1216	1824	1989	1705	1723
DCOf (mg/l)		2724	2184	2921	2842	3507	3033	4020	4230
DCOf (t=0)* (mg/l)		643	637	673	695	706	701	830	766
DCOf (t=1h) (mg/l)		316	226	392	397	305	338	441	508
DCOf (t=fin) (mg/l)		184	176	224	253	195	189	361	276
DBO5t (mg/l)		1120	880	1140	1010	1990	1070	2100	1390
DBO5f (mg/l)		1.4	1	1.6	2.2	0.8	0	1.6	1.6
[NH3+NH4 ⁺] (mg N/l)		141	144	142	139	165	157	167	168
NH3+ libre (mg N/l)**		12	14	15	15	21	19	14	15
TKNt (mg/l)		307	286	312	316	258	280	382	351
TKNf (mg/l)		131	129	126	118	134	129	129	133
NO3- (mg/l)		0.23	0.29	0.29	0.24	0.12	0.15	0.21	0.13
NO2- (mg/l)		0.15	0.22	0.03	0.09	0.04	0.04	0.03	0.03
Ptt (mg/l)		42.7	38.6	43.3	43.3	46.7	48.2	63.8	60
Ptt (mg/l)		16.4	16.1	17.5	16.1	26.6	25.6	27.3	25.4
H & G (mg/l)		104	77	157	98	-	-	-	-
pH		8.19	8.25	8.28	8.29	8.35	8.34	8.19	8.20
TEMP(°C)		23.5	23.1	20.3	22.9	23.3	23	19.3	22.9
O.D (mg/l)		4.86	5.65	4.56	4.64	4.62	4.73	1.51	2.65
Alc.(mg/l CaCO3)		658	666	684	664	764	760	790	780
FlocSurnageant		peut/turbide	peut/turbide	peut/turbide	peut/turbide	peut/turbide	peut/turbide	peut/turbide	peut/turbide
IVB (ml/g)***		102	97	96	108	63	57	103	96
NITRIFICATION									
NO3produits (mg/l)		0.23	0.29	0.29	0.24	0.12	0.15	0.21	0.13
ENLEVEMENT									
DCOf (%)		90.9	91.3	88.9	87.5	91.3	91.6	83.9	87.7
DBO5f (%)		99.9	99.9	99.9	99.8	99.9	100.0	99.9	99.9
TKNf (%)		30.3	31.4	33.0	37.2	32.0	34.5	34.5	32.5
Ptt (%)		44.0	45.1	40.3	45.1	32.3	34.9	30.5	35.4
H & G %		38	54	7	42	-	-	-	-
REACTEURS									
Kg DCO/m3.d		4	4	4	4	3	3	3	3
Kg DCO/m2.d		0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10
Kg DBO5/m3.d		2	2	2	2	2	2	2	2
Kg DBO5/m2.d		0.05	0.05	0.05	0.05	0.06	0.06	0.06	0.06
m3/m3.d		1	1	1	1	1	1	1	1
TRH (d)		1	1	1	1	1	1	1	1
Ynet****		0.49	0.49	0.43	0.36	0.57	0.63	0.57	0.56
PERFORMANCES		DBO5eff. <= 30 mg/l				MESeff. <= 30 mg/l		IVB <= 100 ml/g	

Note : * : Valeur calculée;

** : Valeur calculée avec la constante d'ionisation de NH4⁺

*** : Mesuré avec 400 ml de boues dans un cylindre de 500 ml

**** : g MVES produit / g de DCOt enlevé

Tableau D 1.1: Résumé des résultats d'évaluation des géotextiles (suite)

PHASE 2:		4 cycles/d; vidange au 1/4				Durée d'un Cycle : 6 heures			
DATE		30/10/96				06/11/96			
		Reacteurs 1, 2, 3 et 4				Reacteurs 1, 2, 3 et 4			
AFFLUENT									
MES (mg/l)		492				567			
MVES (mg/l)		436				482			
DCOt (mg/l)		3303				3513			
DCOf (mg/l)		2829				2329			
DBO5t (mg/l)		2140				2460			
DBO5f (mg/l)		1540				1540			
[NH3+NH4 ⁺] (mg N/l)		18				22			
TKNt (mg/l)		258				259			
TKNf (mg/l)		218				211			
NO3 ⁻ (mg/l)		< 0.01				< 0.01			
NO2 ⁻ (mg/l)		< 0.01				< 0.01			
Ptt (mg/l)		34.8				38.3			
Ptf (mg/l)		30.4				33.5			
H & G (mg/l)		-				-			
pH		6.99				6.66			
TEMP °C		5				7.3			
Alc.(mg/l CaCO3)		254				262			
DBO5f/TKNf/Ptt		100 / 12 / 1.6				100 / 10.5 / 1.6			
LIQUEUR MIXTE		React.1	React.2	React.3	React.4	React.1	React.2	React.3	React.4
MES (mg/l)		1782	2120	1990	1695	1614	2101	1792	1580
MVES (mg/l)		1601	1995	1739	1554	1457	1877	1488	1404
DCOt (mg/l)		3125	2612	3816	3987	3632	3651	3783	3671
DCOf (t=0)* (mg/l)		900	848	893	869	1254	1019	1233	1326
DCOf (t=1h) (mg/l)		443	458	483	464	916	782	962	1108
DCOf (t=fin) (mg/l)		257	187	247	216	895	582	867	991
DBO5t (mg/l)		1320	1080	2490	2420	1960	1820	2510	2160
DBO5f (mg/l)		0.6	0.4	0.8	1	7.9	5.2	7.1	8.3
[NH3+NH4 ⁺] (mg N/l)		147	129	150	149	231	218	242	233
NH3+ libre (mg N/l)**		14	13	11	15	20	17	17	17
TKNt (mg/l)		285	251	317	309	372	328	399	377
TKNf (mg/l)		128	115	128	130	163	186	161	200
NO3 ⁻ (mg/l)		0.25	0.27	0.08	0.18	0.14	0.07	0.07	0.07
NO2 ⁻ (mg/l)		0.05	0.06	0.18	0.04	0.03	0.01	0.02	0.03
Ptt (mg/l)		43.5	39.5	46.7	44.7	44.8	41.7	48.2	46.3
Ptf (mg/l)		18.6	18	17.3	19	17.8	22.2	16.7	21.5
H & G (mg/l)		-	-	-	-	-	-	-	-
pH		8.24	8.24	8.10	8.24	8.19	8.15	8.11	8.12
TEMP(°C)		22.6	22.3	17.1	21.8	22.3	21	19.9	20
O.D (mg/l)		3.72	4.52	2.92	5.14	0.08	0.06	0.06	0.04
Alc.(mg/l CaCO3)		686	620	678	714	942	868	972	936
Floc/Sumageant		peut/turbide	peut/turbide	peut/turbide	peut/turbide	peut/turbide	peut/turbide	peut/turbide	peut/turbide
IVB (ml/g)***		70	88	94	74	155	119	140	158
NITRIFICATION									
NO3produits (mg/l)		0.25	0.27	0.08	0.18	0.14	0.07	0.07	0.07
ENLEVEMENT									
DCOf (%)		90.9	93.4	91.3	92.4	61.6	75.0	62.8	57.4
DBO5f (%)		100.0	100.0	99.9	99.9	99.5	99.7	99.5	99.5
TKNf (%)		41.3	47.2	41.3	40.4	22.7	11.8	23.7	5.2
Ptt (%)		38.8	40.8	43.1	37.5	46.9	33.7	50.1	35.8
H & G %		-	-	-	-	-	-	-	-
REACTEURS									
Kg DCO/m3.d		3	3	3	3	4	4	4	4
Kg DCO/m2.d		0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10
Kg DBO5/m3.d		2	2	2	2	2	2	2	2
Kg DBO5/m2.d		0.06	0.06	0.06	0.06	0.07	0.07	0.07	0.07
m3/m3.d		1	1	1	1	1	1	1	1
TRH (d)		1	1	1	1	1	1	1	1
Ynet****		0.53	0.64	0.57	0.50	0.56	0.64	0.56	0.56
PERFORMANCES		DBO5eff. <= 30 mg/l				MESeff. <= 30 mg/l		IVB <= 100 ml/g	

Note : * : Valeur calculée;

** : Valeur calculée avec la constante d'ionisation de NH4⁺

*** : Mesuré avec 400 ml de boues dans un cylindre de 500 ml

**** : g MVES produit / g de DCOt enlevé

**SECTION D.2 : Correction du pH de l'affluent et débit des eaux usées à
l'abattoir Forget.**

Tableau D.2.1: Correction du pH des eaux usées de l'abattoir Forget

Date	Heure	pH initial	Qté H ₃ PO ₄ (ml)	Qté de H ₃ PO ₄ (85%) (mg P/l)	pH après H ₃ PO ₄ (6N)	Qté Hcl (ml)	pH final	TEMP. °C
19/09/1996	10H00	6.94	7	15.8	6.44	200	4	17.1
24/09/1996	10H00	7.9	7	15.8	7.14	100	6.25	18.2
26/09/1996	10H00	7.39	7	15.8	6.91	49	6.42	15.8
01/10/1996	10H00	7.65	7	15.8	7.13	60	6.5	16.2
03/10/1996	10H00	7.8	7	15.8	7.15	70	6.49	18.6
08/10/1996	10H00	7.66	7	15.8	6.9	40	6.52	17.4
10/10/1996	10H00	7.68	10	22.6	6.96	50	6.52	18.6
15/10/1996	10H00	7.26	10	22.6	6.95	50	6.52	18.6
17/10/1996	10H00	7.77	10	22.6	6.93	52	6.51	17.1
22/10/1996	10H00	7.87	10	22.6	6.99	50	6.51	13.4
24/10/1996	10H00	7.98	10	22.6	6.74	30	6.52	17.4
29/10/1996	10H00	7.57	10	22.6	6.52	35	6.52	16.4
31/10/1996	10H00	7.77	10	22.6	7.07	70	6.53	16.2
05/11/1996	10H00	7.54	10	22.6	6.92	50	6.49	16.9
07/11/1996	10H00	7.91	10	22.6	7.09	75	6.52	19
12/11/1996	10H00	8.66	10	22.6	7.23	80	6.51	16.6

Tableau D.2.2: Suivi du débit des eaux usées produites à l'abattoir Forget

DATE	No COMPTEUR	Nombre de jour	DÉBIT			
			(G.US/d)	(M3/d	(G.U.S/sem.)	(M3/sem.)
12/09/96	23129900	-	-	-		
13/09/96	23140200	1	10300	39		
16/09/96	23147500	3	2433	9		
17/09/96	23155300	1	7800	30		
18/09/96	23162600	1	7300	28		
19/09/96	23172000	1	9400	36		
20/09/96	23179300	1	7300	28		
23/09/96	23184600	3	1767	7	37100	140
24/09/96	23193000	1	8400	32		
25/09/96	23202200	1	9200	35		
26/09/96	23212500	1	10300	39		
27/09/96	23223200	1	10700	40		
30/09/96	23232900	3	3233	12	48300	183
01/10/96	23243500	1	10600	40		
02/10/96	23251500	1	8000	30		
03/10/96	23261600	1	10100	38		
07/10/96	23273600	4	3000	11	40700	154
08/10/96	23282700	1	9100	34		
09/10/96	23290700	1	8000	30		
10/10/96	23299400	1	8700	33		
11/10/96	23309700	1	10300	39		
-	-	-		-	-	-
15/10/96	23320200	4	2625	10		
24/10/96	23383800	9	7066.67			
28/10/96	23400300	4	4125	16	63350	240
29/10/96	23405500	1	5200			
30/10/96	23415400	1	9900			
06/11/96	23453100	7	5386			
11/11/96	23478500	5	5080		39100	148

SECTION D.3 : Résultats bruts des essais de filtration

Tableau D.3.1: Résultats bruts des essais de filtration

Boues de siccité : <= 1 %				(Suite)					
Conditions : - Membrane 600 microns - Pression finale :20 psi									
Débit avant lavage intermédiaire du filtre					Débit après lavage intermédiaire du filtre				
Volume (l)	Temps (min.)	Débit (l / min.)	(gpm)		Volume (l)	Temps (min.)	Débit (l / min.)	(gpm)	
25	0.75	3.33	0.88		25	0.8	3.06	0.81	
45	1.18	4.62	1.22		45	1.1	6.67	1.76	
65	1.63	4.44	1.17		65	1.6	4.82	1.22	
85	2.07	4.62	1.22		90	2.0	6.00	1.59	
105	2.52	4.44	1.17		130	3.0	4.07	1.07	
125	3.00	4.14	1.09		150	3.4	4.44	1.17	
145	3.42	4.80	1.27		170	4.1	3.08	0.81	
165	3.80	5.22	1.38		190	4.8	2.65	0.67	
19	4.27	5.36	1.42		215	6.2	1.79	0.47	
21	4.83	3.53	0.93		230	7.0	1.96	0.52	
23	5.50	3.00	0.79						
25	5.83	6.00	1.59						
27	6.47	3.16	0.83						
29	7.23	2.61	0.69						
31	7.95	2.79	0.74						
335	9.10	2.17	0.57						
345	10.40	0.77	0.20						
38	12.65	1.56	0.41						
Siccité									
Echantillon	Siccité moy.								
Affluent	0.9								
Boues épaiss 1 ère filtration	1.5								
Boues épaiss 2 ème filtration	1.4								

Tableau D.3.1: Résultats bruts des essais de filtration (suite)

Boues de siccité : <= 1 %																							
Conditions : - Membrane 600 microns																							
- Pression finale :20 psi																							

Tableau D.3.1: Résultats bruts des essais de filtration (suite)

Boues de siccité : $\leq 1\%$				(suite)			
Conditions : - Membrane 400 microns - Pression finale : 20 psi							
Débit avant lavage intermédiaire du filtre				Débit après lavage intermédiaire du filtre			
Volume (l)	Temps (min.)	Débit (l/min.)	(gpm)	Volume (l)	Temps (min.)	Débit (l/min.)	(gpm)
25	0.73	3.41	0.90	25	0.82	3.06	0.81
45	1.12	5.22	1.38	45	1.30	4.14	1.09
65	1.47	5.71	1.51	7	1.93	3.95	1.04
85	1.87	5.00	1.32	10	4.50	0.67	0.18
11	2.33	5.36	1.42				
135	3.12	3.19	0.84				
16	5.53	1.03	0.27				
Pertes de charge après lavage intermédiaire du filtre				Pertes de charge avant lavage intermédiaire du filtre			
Temps (min)	perdes de charge (psi)			Temps (min)	perdes de charge (psi)		
0.00	5.5			0.00	3		
0.25	7			0.37	4		
0.40	8			0.58	5		
0.50	9			0.88	6.5		
0.60	10			1.00	7		
0.73	11			1.12	8		
1.03	14			1.25	9		
1.17	15			1.37	10		
1.30	16			1.70	13		
1.47	17			1.83	14		
1.62	18			2.17	17		
1.87	19			2.33	18		
2.07	20			2.53	19.5		
2.38	21			2.63	20		
3.17	21.5			2.90	21.5		
3.42	22			3.23	23		
				3.50	24		
				4.00	25		
				5.00	26		

Tableau D.3.1: Résultats bruts des essais de filtration (suite)

Boues de siccité : <= 1 %		Conditions : - Membrane 200 microns - Pression finale :20 psi									
Filtration avant lavage intermédiaire du filtre											
Temps (min.)		MES moy. (mg/l)		Écart-type							
0		3836		16							
1		3750		330							
2		3930		340							
4		3598		27							
Affluent											
Temps (min.)		MES (mg/l)		MES moy. (mg/l)							
Débit		9846		9504							
		9339									
Débit avant lavage intermédiaire du filtre											
Volume		Temps		Débit							
(l)		(min.)		(l / min.)		(gpm)					
3		1.52		1.97		0.52					
5.5		3.25		1.45		0.38					
8		4.60		1.61		0.43					

Tableau D.3.1. Résultats bruts des essais de filtration (suite)

Boues de siccité : 2,5 %				(Suite)			
Conditions : - Membrane 1000 microns							
- Pression finale : 5 psi							
Débit avant purge intermédiaire							
Volume (l)	Temps (min.)	Débit (l/min.)	Débit (gpm)				
2	3.56	0.56	8.91				
4	5.20	1.22	19.33				
6	6.47	3.15	49.93				
10	7.15	2.94	46.82				
12	7.45	6.67	105.68				
14	8.10	3.08	48.76				
16	8.32	9.09	144.11				
18	8.58	7.69	121.94				
20	9.37	2.53	40.13				
24	10.20	4.82	76.40				
26	10.35	13.33	211.36				
28	10.46	18.18	288.22				
30	11.01	3.64	57.64				
32	11.17	12.50	198.15				
34	11.26	22.22	352.27				
36	11.37	18.18	288.22				
38	11.40	66.67	1058.80				
40	13.46	0.97	15.39				
42	14.41	2.11	33.37				
47	16.12	2.92	46.35				
</							

Tableau D.3.1: Résultats bruts des essais de filtration (suite)

Boues de siccité : $\leq 1\%$			(Suite)		
Conditions : - Membrane 1000 microns					
- Pression finale : 5 psi					
Pertes de charge avant lavage intermédiaire					
Temps (min)	perles de charge (cm)		Temps (min)	perles de charge (cm)	
0.0	70		0.00	5	
0.2	110		0.12	10	
0.3	125		0.48	20	
0.4	150		1.14	30	
1.0	180		1.40	40	
1.2	200		2.05	50	
1.4	210		2.36	60	
2.2	260		2.43	65	
3.0	280		3.05	75	
4.4	350		3.35	80	
7.31	170		3.51	85	
8.04	190		4.07	90	
9.33	200		4.28	95	
10.06	220		5.00	105	
11.55	230		5.31	120	
12.45	250		6.00	135	
13.18	270				
15.00	290				
16.40	310				
19.20	320				
20.15	350				
Siccité					
Echantillon		Siccité moy.			
Affluent		0.9			
Boues épais					
1 ère filtration		1.2			
Boues épais					
2 ème filtration		1.0			

Tableau D.3.1: Résultats bruts des essais de filtration (suite)

Boues de siccité : <= 1 %							
Conditions : - Membrane 1000 microns							
- Pression finale : 5 psi							
Débit avant lavage intermédiaire							
Volume	Temps	Débit	(l / min.)	Volume	Temps	Débit	(l / min.)
(l)				(l)			
2	0.32	6.25	99.08	2	0.28	7.14	1.89
4	0.40	25.00	396.30	4	0.54	7.69	2.03
6	0.59	10.53	166.86	6	1.12	3.45	0.91
8	1.17	3.45	54.66	8	1.40	7.14	1.89
10	1.36	10.53	166.86	10	2.04	3.13	0.83
12	1.54	11.11	176.13	12	2.33	6.90	1.82
16	2.51	9.52	150.97	14.00	3.08	2.74	0.72
20	3.07	3.57	56.61	16.00	3.35	6.00	1.82
22	3.17	20.00	317.04	18.00	4.45	1.82	0.48
24	3.25	25.00	396.30	20	5.24	2.53	0.67
26	3.43	11.11	176.13	22	6	2.63	0.70
28	4.01	3.45	54.66				
30	4.21	10.00	158.52				
32	4.40	10.53	166.86				
34	5.03	3.17	50.32				
36	5.26	8.70	137.84				
38	5.53	7.41	117.42				
40	6.12	3.39	53.74				
45	7.13	4.95	78.48				
50	7.50	13.51	214.22				
55	8.10	8.33	132.10				
60	8.35	20.00	317.04				
65	9.25	5.66	86.07				
70	10.25	5.00	79.26				
80	13.05	3.57	56.61				
85	14.3	4.00	63.41				
90	15.55	4.00	63.41				
95	17.21	3.01	47.76				
100	19.18	2.54	40.23				

(Suite)

Débit après lavage intermédiaire

Débit (l / min.)

Temps (min.)

Volume (l)

Débit (gpm)

Tableau D.3.1: Résultats bruts des essais de filtration (suite)

Boues de siccité : <= 1 %		Conditions : - Membrane 1000 microns																			
- Pression finale : 5 psi																					
Filtration avant lavage intermédiaire																					

Tableau D 3.1 : Résultats bruts des essais de filtration (suite)

Boues de siccité : <= 1 %		(Suite)					
Conditions : - Membrane 800 microns							
- Pression finale : 5 psi							
Pertes de charge avant lavage intermédiaire				Pertes de charge après lavage intermédiaire			
Temps (min)	pertes de charge (cm)	Temps (min)	pertes de charge (cm)				
0.00	20		0.0				
0.10	30		0.1				
0.17	40		0.2				
0.26	50		0.5				
0.48	70		1.0				
1.04	90		1.3				
1.15	110		1.6				
1.27	120		2.1				
1.40	140		2.4				
2.00	160		3.1				
2.30	180		3.4				
2.56	210		4.5				
3.25	230						
3.56	250						
4.44	280						
6.36	340						

Tableau D.3.1. Résultats bruts des essais de filtration (suite)

Conditions : - Membrane 600 microns - Pression finale : 20 psi		Pertes de charge avant lavage intermédiaire du filtre		Pertes de charge après lavage intermédiaire du filtre	
		Temps (min)	perdes de charge (psi)	Temps (min)	perdes de charge (psi)
		13	3	05	4
		20	4	08	5
		25	5	11	6
		30	6	14	7
		34	7	16	8
		38	8	18	9
		41	9	20	10
		44	10	22	11
		48	11	26	12
		52	12	27	13
		55	13	287	14
		58	14	317	15
		62	15	340	16
		65	16	380	17
		74	17	427	18
		81	19	483	19
		87	20	563	20
		96	21	650	21
		114	22		
		128	23		

Tableau D.3.1: Résultats bruts des essais de filtration (suite)

Boues de siccité : <= 1 %				(Suite)				
Conditions : - Membrane 800 microns								
- Pression finale : 5 psi								
Débit avant lavage intermédiaire					Débit après lavage intermédiaire			
Volume (l)	Temps (min.)	Débit (l/min.)	(gpm)		Volume (l)	Temps (min.)	Débit (l/min.)	(gpm)
2	0.20	10.00	158.52		2	0.33	6.06	1.60
4	0.31	16.18	268.22		4	0.51	11.11	2.94
6	0.43	16.07	264.20		6	1.14	3.17	0.84
8	0.56	15.38	243.88		8	1.37	8.70	2.30
10	1.08	3.85	60.97		10	2.04	2.99	0.79
12	1.21	15.38	243.88		12	2.29	8.00	2.11
14	1.35	14.29	226.46		14.00	3.16	2.30	0.61
16	1.52	11.76	186.40		16.00	3.50	6.88	1.85
18	2.16	3.13	49.54		18.00	4.35	2.35	0.62
20	2.35	10.53	166.86		20	5.19	2.38	0.63
22	3.14	2.53	40.13		22	6.18	2.02	0.53
24	3.47	6.06	96.07		24	7.13	2.11	0.56
26	4.13	3.03	48.04		26	8.4	1.67	0.42
28	4.50	5.41	85.69					
30	5.35	2.35	37.30					
32	6.09	2.70	42.84					
34	7.04	2.11	33.37					
36	8.04	2.00	31.70					
Siccité								
Echantillon	Siccité							
	moy.							
Affluent	0.8							
Boues épaiss	1.6							
1 ère filtration								
Boues épaiss	1.1							
2 ème filtration								

Tableau D.3.1: Résultats bruts des essais de filtration (suite)

Boues de siccité : <= 1 %																			
Conditions : - Membrane 600 microns																			
- Pression finale : 5 psi																			
				Filtration avant lavage intermédiaire															
Temps (min.)				MES moy. (mg/l)				% enl. MES											
0				5607				26											
5				5425				29											
10				4942				35											
15				4443				42											
				Filtration après lavage intermédiaire															
Temps (min.)				MES moy. (mg/l)				% enl. MES											
0				6971				8											
3				6593				13											
7.5				5406				28											
Affluent																			
Temps (min.)				MES moy. (mg/l)															
Débit				7610															

ANNEXE E

DÉTAILS SUR LES PILOTES

SECTION E.1 : Pilote d'évaluation des géotextiles

Figure E.1.1: Détails de conception du pilote

SECTION E.2 : Pilote de filtration

Figure E.2.1: Détails de la colonne de filtration

Figure E.2.2: Détails de la bride

SECTION E.3 : Biotour Séquencée: pilote pleine échelle

Figure E.3.1: Détails de la tour 1

Figure E.3.2: Détails de la tour 2

SECTION E.1 : Pilote d'évaluation des géotextiles

Figure E.1.1: Détails de conception du pilote

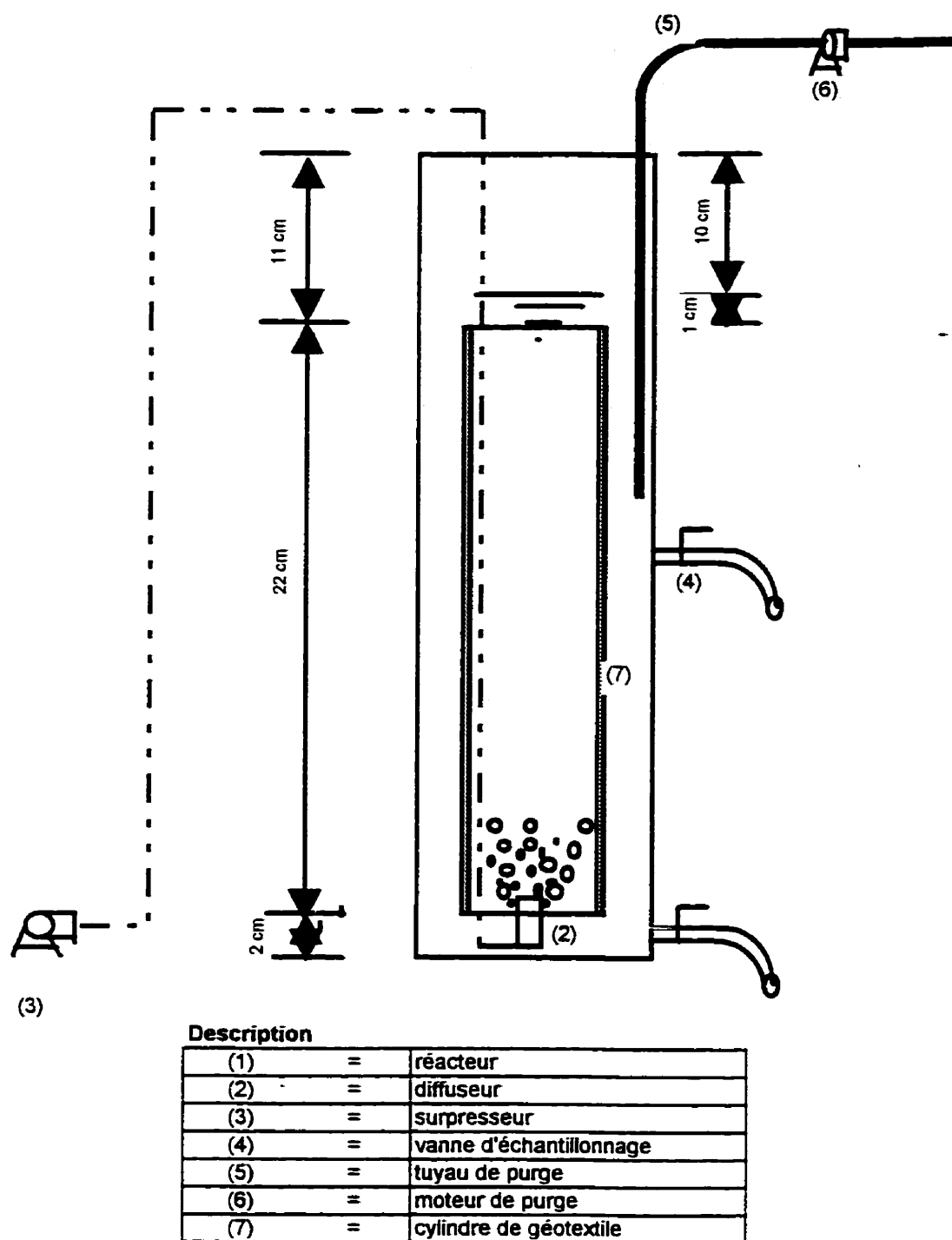


Figure E.1.1: Détails de conception du pilote d'évaluation des géotextiles

SECTION E.2 : Pilote de filtration

Figure E.2.1: Détails de la colonne de filtration

Figure E.2.2: Détails de la bride

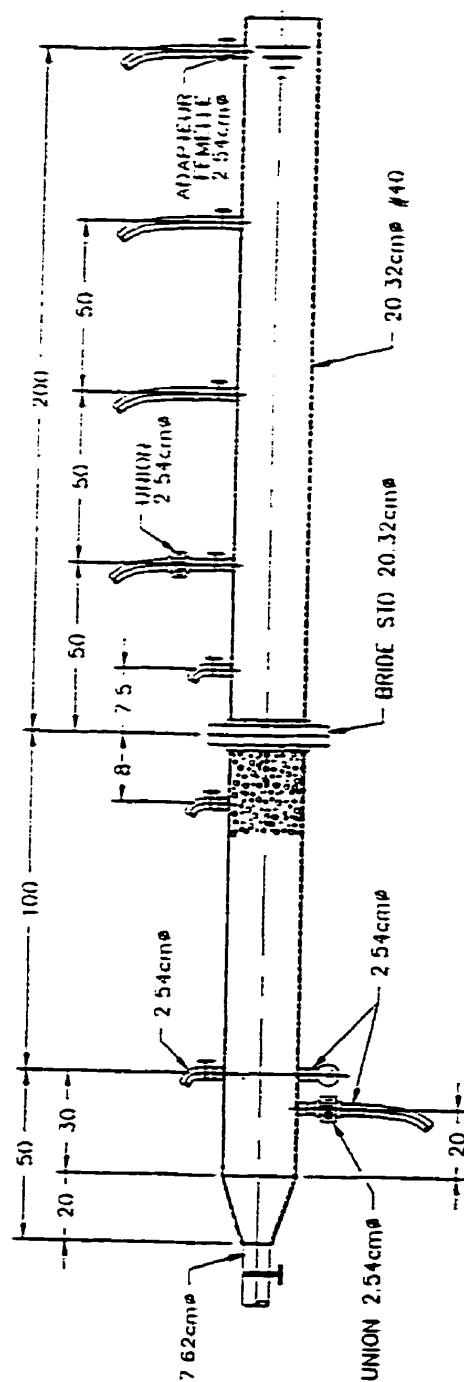


Figure E.2.1: Détails de la colonne de filtration

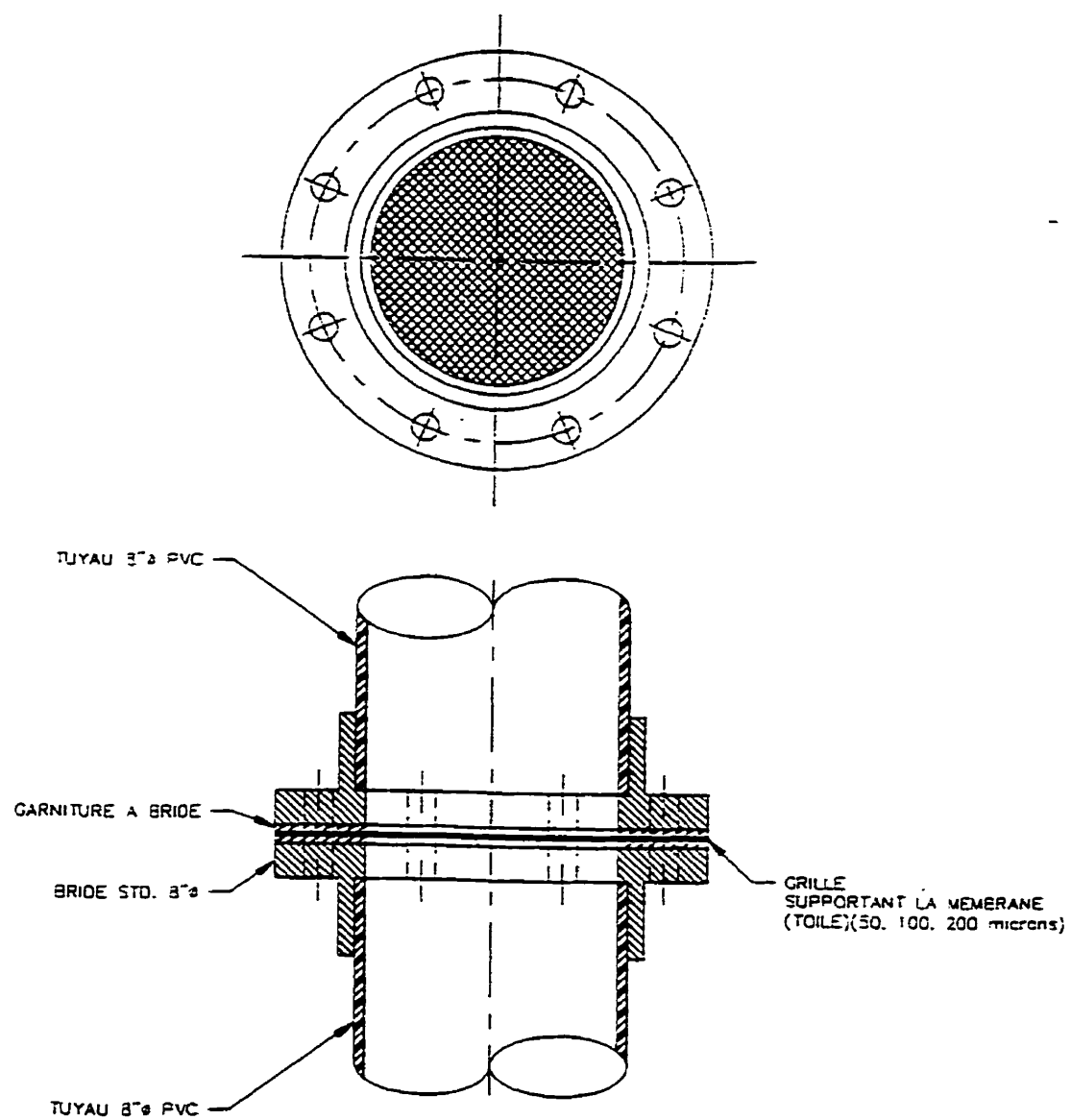


Figure E.2.2: Détails de la bride

SECTION E.3 : Biotour Séquencée: pilote pleine échelle

Figure E.3.1: Détails de la tour 1

Figure E.3.2: Détails de la tour 2

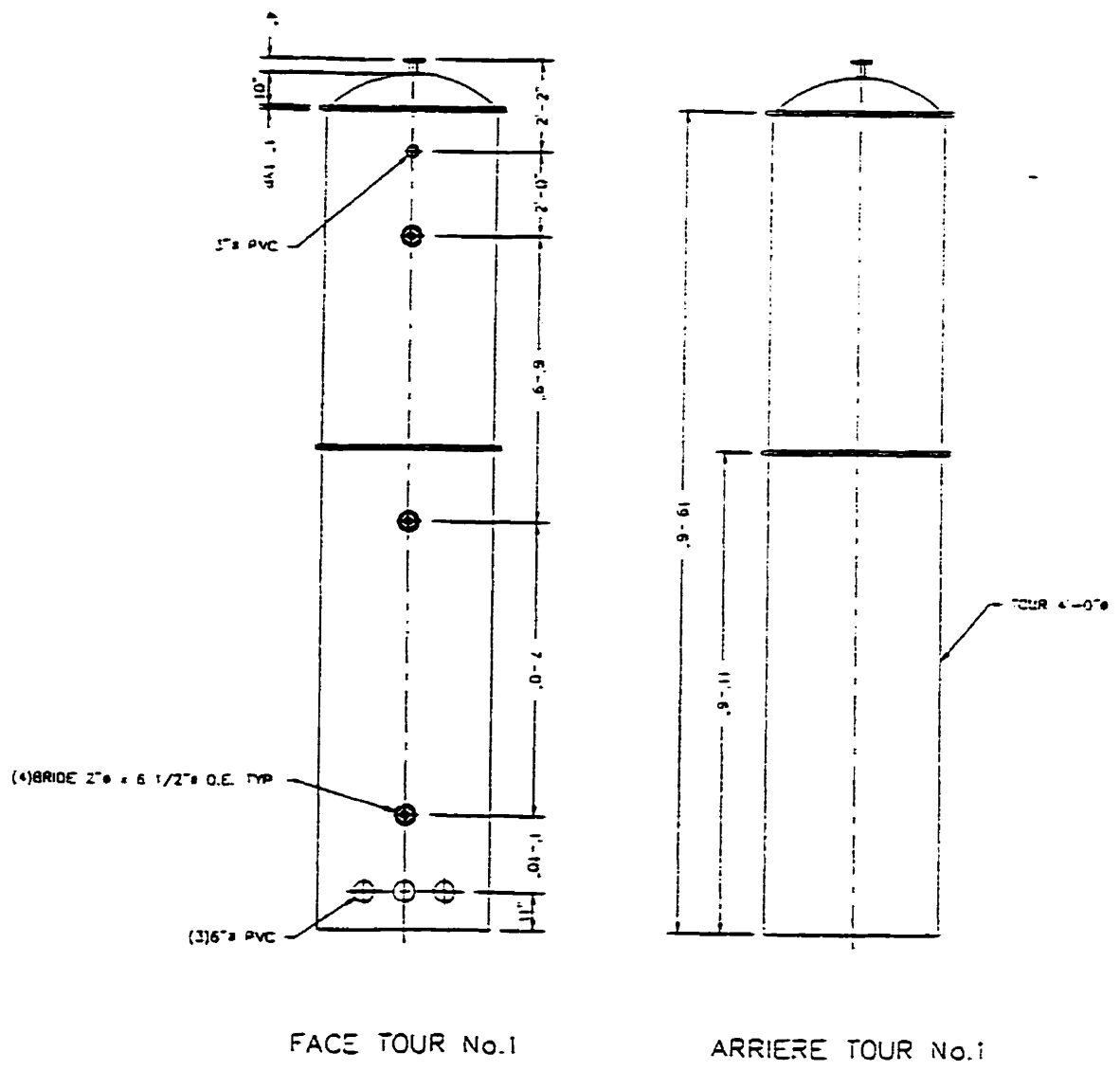


Figure E.3.1: Détails de la tour 1

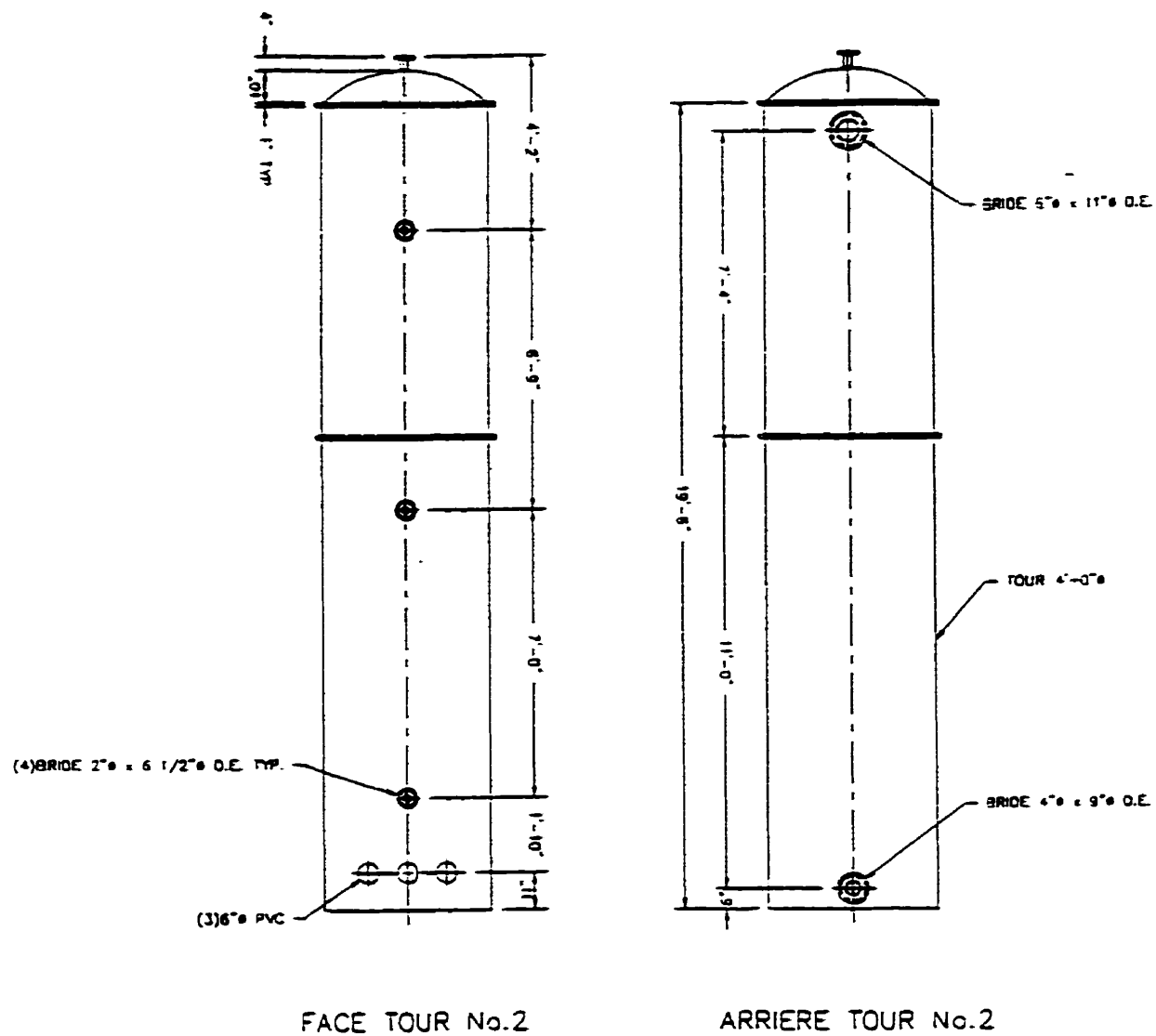


Figure E.3.2: Détails de la tour 2

ANNEXE F

DÉTAILS SUR LES USINES

SECTION F.1 : Abattoir Forget

Figure F.1.1: Schéma d'écoulement des eaux usées à l'abattoir Forget

SECTION F.2 : Station d'épuration des eaux usées de Magog

**Figure F.2.1: Schéma d'écoulement des eaux usées à la station
d'épuration de Magog**

**Figure F.2.2: Schéma d'écoulement des boues à la station d'épuration
de Magog**

SECTION F.1 : Abattoir Forget

Figure F.1.1: Schéma d'écoulement des eaux usées à l'abattoir Forget

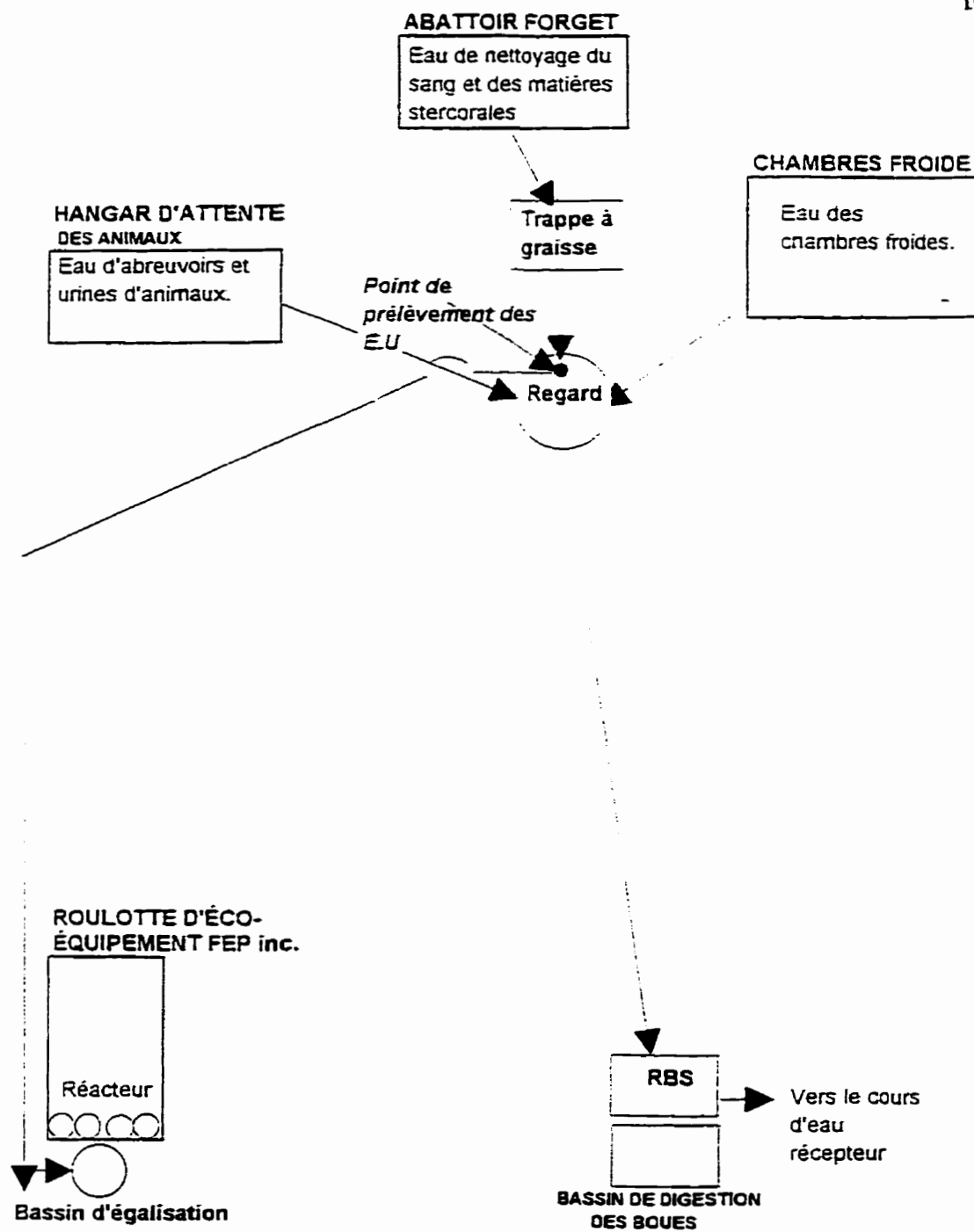


Figure F.1.1: Schéma d'écoulement des eaux usées à l'abattoir Forget

SECTION F.2 : Station d'épuration des eaux usées de Magog

**Figure F.2.1: Schéma d'écoulement des eaux usées à la station
d'épuration de Magog**

**Figure F.2.2: Schéma d'écoulement des boues à la station d'épuration
de Magog**

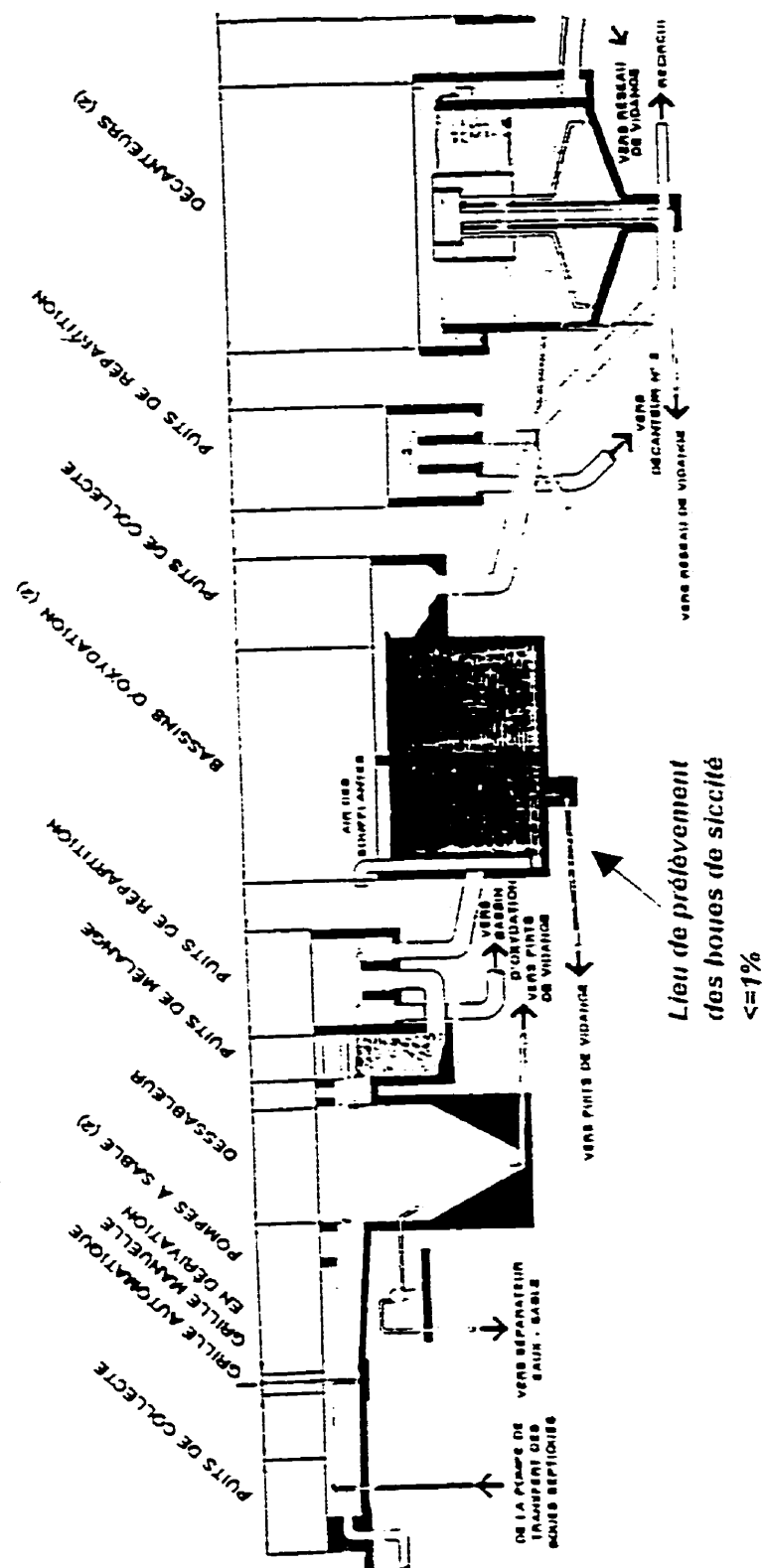


Figure F.2.1: Schéma d'écoulement des eaux usées à la station d'épuration de Magog

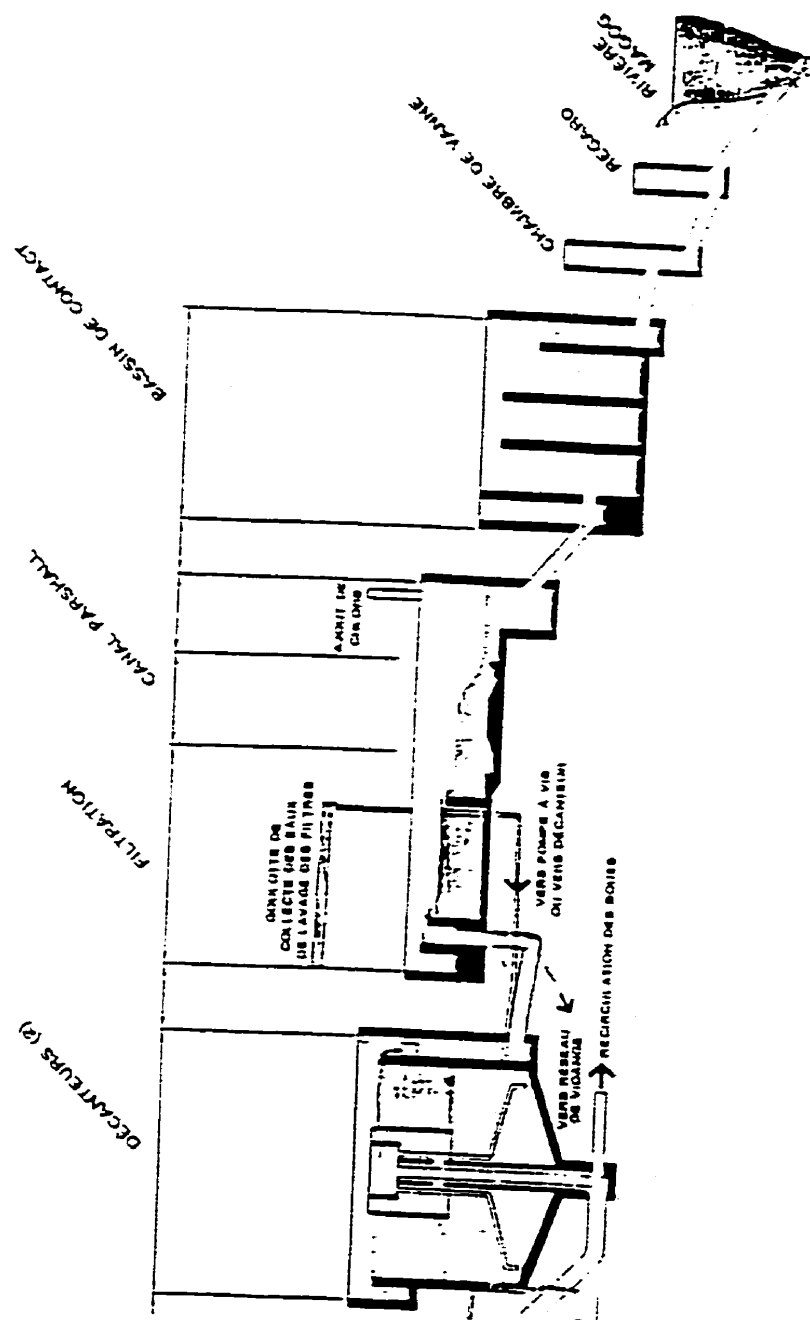


Figure F.2.1: Schéma d'écoulement des eaux usées à la station d'épuration de Magog

(suite)

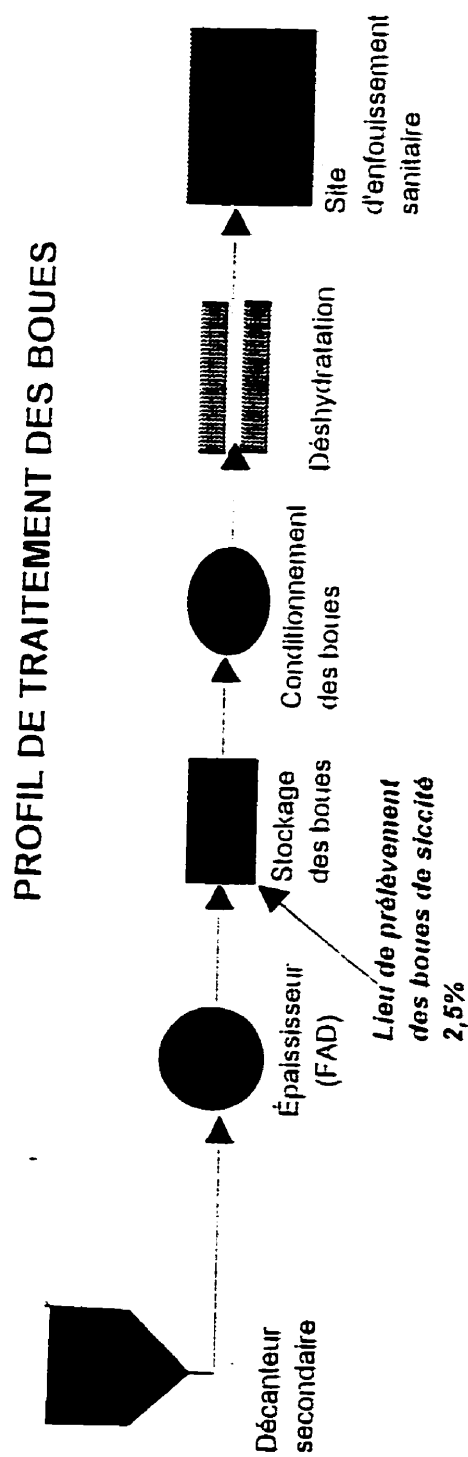


Figure F.2.2: Schéma d'écoulement des boues à la station d'épuration de Magog

ANNEXE G

PHOTOGRAPHIES

SECTION G.1 : Photographies du pilote d'évaluation des géotextiles

Figure G.1.1: Photographies du pilote d'évaluation des géotextiles

(a): vue d'ensemble

(b): géotextiles

SECTION G.2 : Photographies du pilote de filtration

Figure G.2.1: Photographies du pilote de filtration;

(a): partie supérieure

(b): partie inférieure

(c): bassin d'affluent et pompe

(d): bassin d'effluent

SECTION G.3 : Photographies de la Biotour Séquencée: grande échelle

Figure G.3.1: Photographies des tours 1 & 2

(a): vue de profil

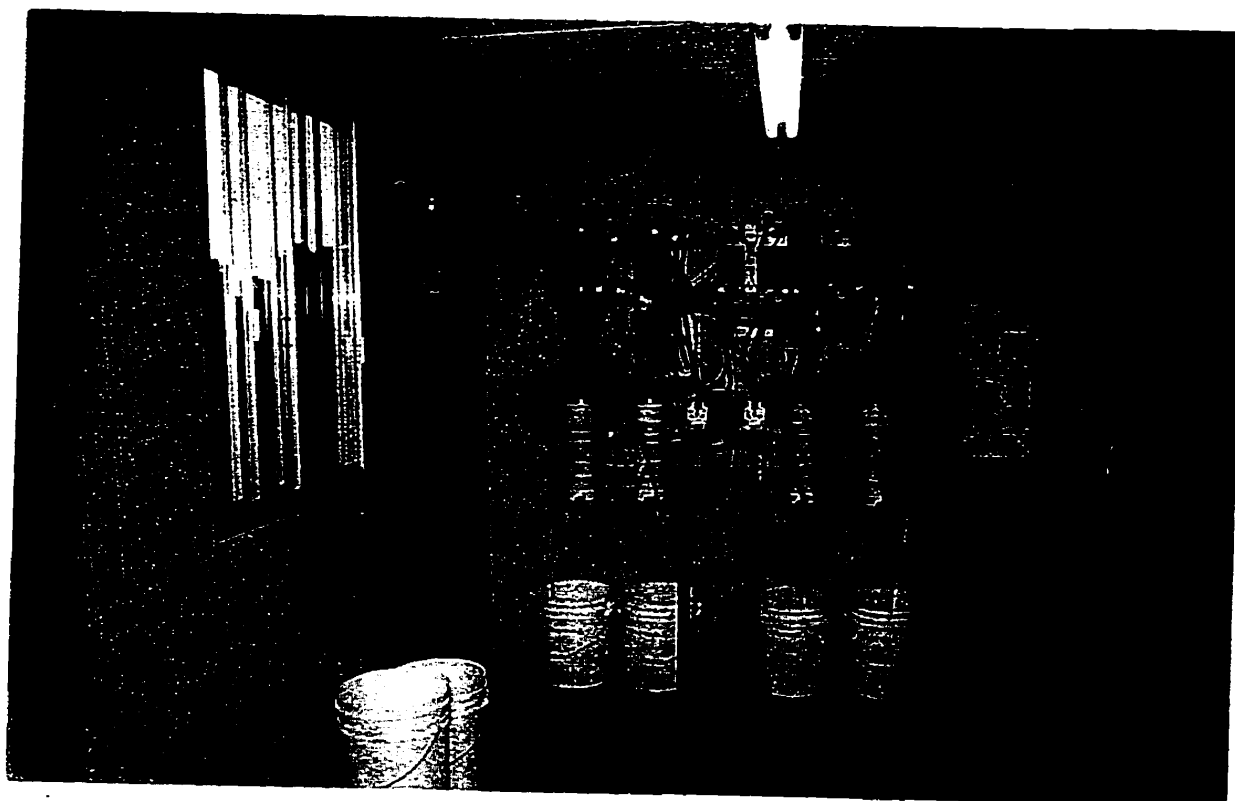
(b): vue en face

**SECTION G.1 : Photographies du pilote d'évaluation des
géotextiles**

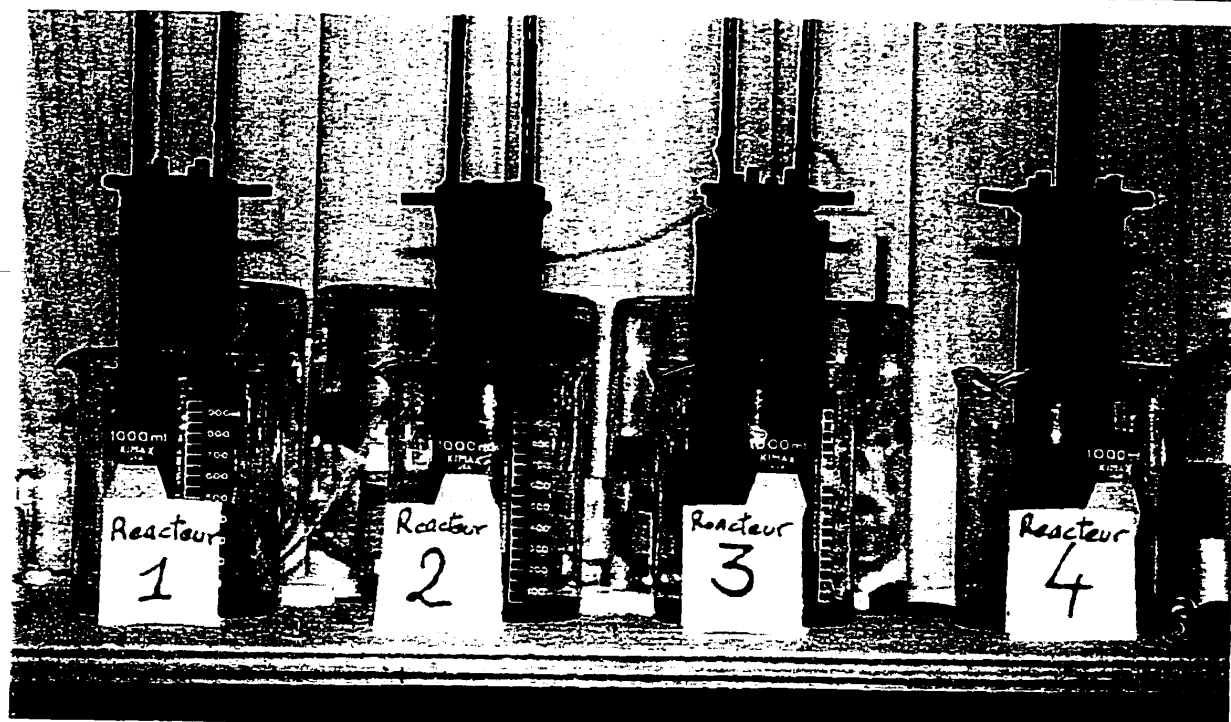
Figure G.1.1: Photographies du Pilote d'évaluation des géotextiles

(a): vue d'ensemble

(b): géotextiles



(a)



(b)

Figure G.1.1: Photographies du pilote d'évaluation des géotextiles

(a): vue d'ensemble; (b): géotextiles

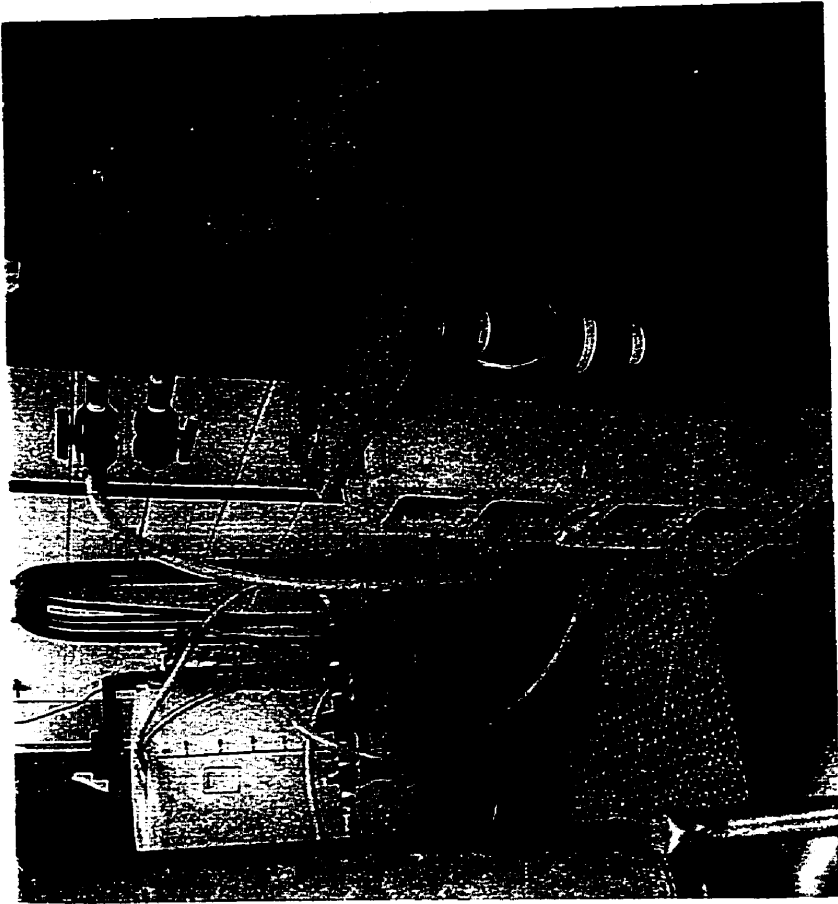
SECTION G.2 : Photographies du pilote de filtration

Figure G.2.1: Photographies du pilote de filtration

- (a): partie supérieure; (b): partie inférieure
(c): bassin d'affluent et pompe; (d): bassin d'effluent



(a)



(b)

Figure G.2.1: Photographies du pilote de filtration;
(a): partie supérieure; (b): partie inférieure

(d)



(c)

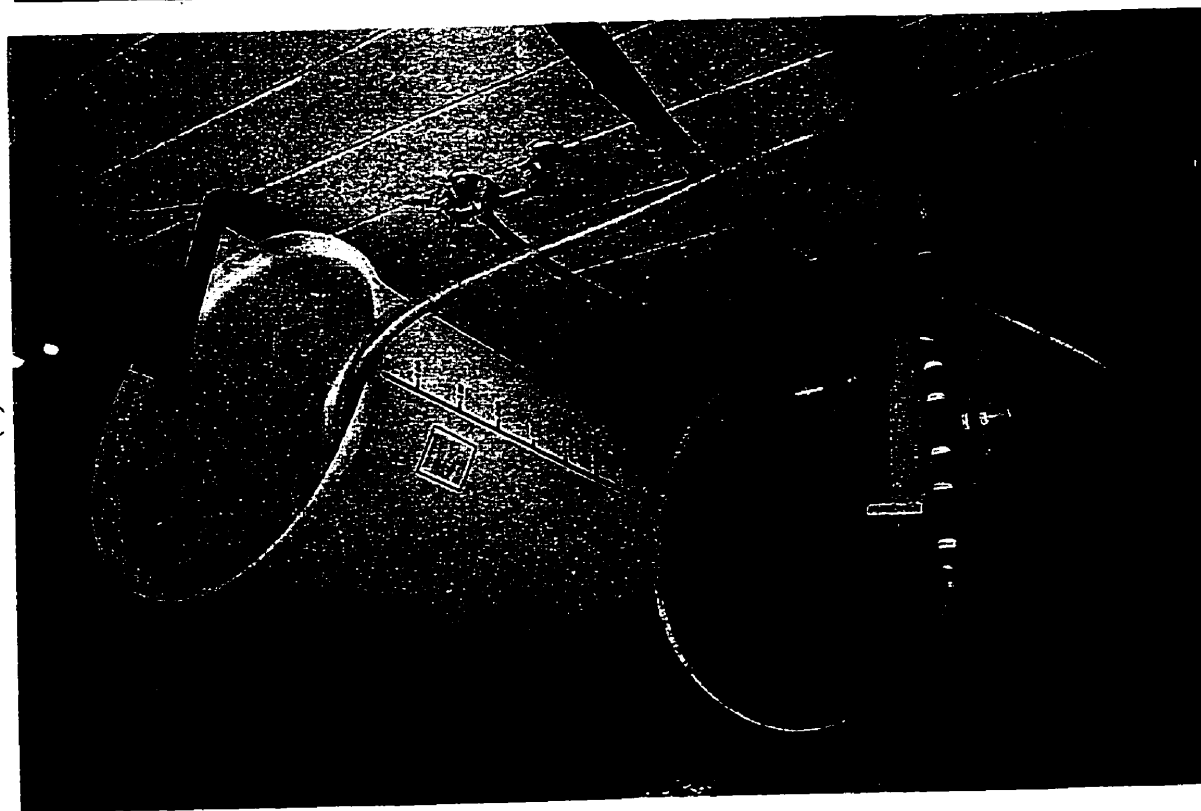


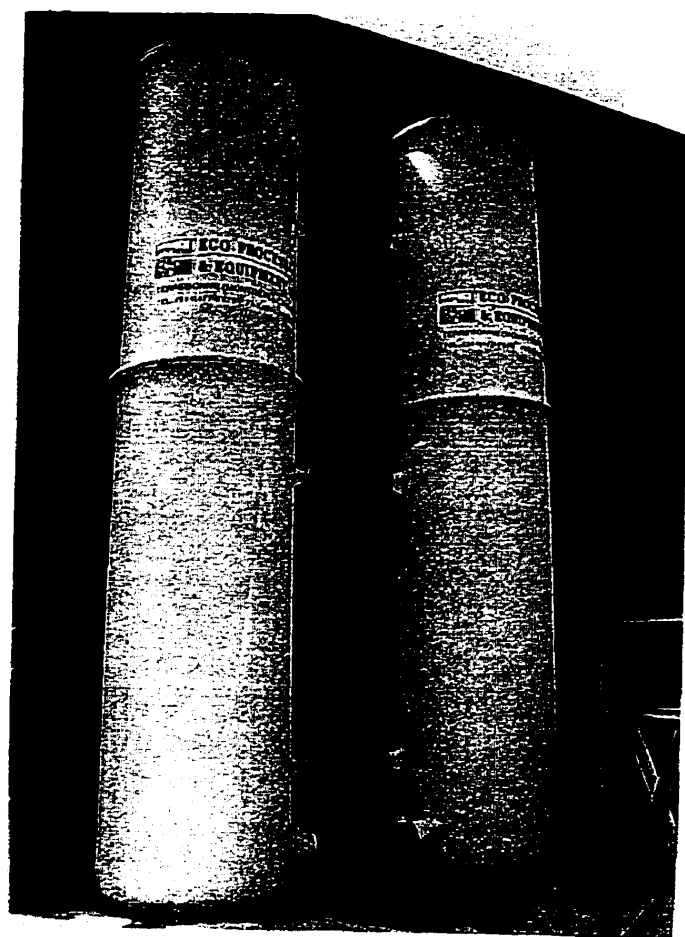
Figure G.2.1: Photographies du pilote de filtration (suite);

(c): bassin d'affluent et pompe; (d): bassin d'effluent

SECTION G.3 : Photographies de la Biotour Séquencée: pleine échelle**Figure G.3.1: Photographies des tours 1 & 2**

(a): vue de profil

(b): vue en face



(a)



(b)

Figure G.3.1: Photographies des tours 1 & 2 de la Biotour Séquencée: pleine échelle;

(a): vue de profil; (b): vue en face